



UNIVERSITÀ POLITECNICA DELLE MARCHE
DIPARTIMENTO SCIENZE DELLA VITA E DELL'AMBIENTE

Corso di Laurea Magistrale in
BIOLOGIA MARINA

RUOLO DI DIVERSE TIPOLOGIE DI RACCOLTA DEI MITILI E
POSSIBILI INTERVENTI DURANTE LA FORMAZIONE DI UN BARREN
LUNGO LA RIVIERA DEL CONERO

ROLE OF DIFFERENT TYPES OF MUSSELS HARVESTING AND
POSSIBLE INTERVENTIONS DURING THE FORMATION OF BARREN
GROUND ALONG THE CONERO RIVIERA

Candidato

Emanuele Spataro

Relatore

Dott.ssa **Silvia Bianchelli**

Correlatore

Prof.ssa **Emanuela Fanelli**

Dott. **Francesco Martini**

Sessione Straordinaria Supplementare

Anno Accademico 2020/2021

INDICE

1. Introduzione	3
1.1. Il degrado degli ecosistemi marini costieri	3
1.2. Foreste di macroalghe e <i>Gongolaria barbata</i>	5
1.3. Degrado delle foreste a macroalghe e formazione di <i>barren</i>	8
1.4. Il Mar Adriatico e la Riviera del Conero	12
1.5. Ecologia e sfruttamento di <i>Paracentrotus lividus</i> (Lamarck, 1816)	14
1.6. Ecologia e sfruttamento di <i>Mytilus galloprovincialis</i>	25
1.7. Il restauro ecologico come rimedio al degrado degli ecosistemi marini	31
2. Obbiettivi dello studio	34
3. Materiali e metodi	35
3.1. Area di studio: SIC e ZPS nella Riviera del Monte Conero	35
3.2. Componenti biotiche dell'area di studio	36
3.3. Esperimento manipolativo	37
3.4. Reclutamento e posizionamento delle strutture con <i>G. barbata</i>	40
3.5. Monitoraggio e campionamento	43
3.6. Analisi in laboratorio	45
3.7. Trattamento dati e analisi statistiche	46
4. Risultati	48
4.1. Pesca di mitili selettiva e con rampino	48
4.2. Trapianto di <i>Gongolaria barbata</i> nel <i>full barren</i>	52
4.3. Trapianto di <i>Gongolaria barbata</i> nel <i>mix barren</i>	60
4.4. Confronto tra le popolazioni di ricci nel <i>full barren</i> e <i>mix barren</i>	66
5. Discussione	77
5.1. Valutazione della pesca totale e selettiva sui mitili	77
5.2. Valutazione dell'uso del restauro ecologico per recuperare un <i>full barren</i>	81
5.3. Valutazione dell'uso del restauro ecologico per recuperare un <i>mixed barren</i>	83
5.4. Confronto tra <i>full</i> e <i>mixed barren</i>	84
6. Conclusioni	86
7. Bibliografia	88

1. Introduzione

1.1. Il degrado degli ecosistemi marini costieri

La conservazione della biodiversità e degli ecosistemi sono diventati una priorità su scala globale, tanto che negli ultimi decenni sono state attuate iniziative internazionali, come la Convenzione delle Nazioni Unite sulla diversità biologica del 1992, e il Vertice Mondiale delle Nazioni Unite sullo sviluppo sostenibile del 2002. In questo contesto, lo studio della biodiversità associata agli habitat naturali è uno degli obiettivi principale per gli ecologi. Tra le tematiche inerenti alla biodiversità, l'identificazione della variazione delle distribuzioni naturali di popolazioni e specie a diverse scale spaziali e temporali rappresenta il primo passo per formulare ipotesi sui processi ecologici e possono fornire informazioni fondamentali per l'ecologia applicata (Pinna et al., 2020).

Lo stato di salute di un ecosistema e il suo livello di degrado sono spesso difficili da identificare, quantificare e caratterizzare. Ci sono molteplici fattori cumulativi che possono guidare il funzionamento e la stabilità degli ecosistemi, nonché molteplici fattori di stress antropogenici cumulativi o sinergici che ne provocano il degrado. Tale complessità rende difficile capire i singoli effetti, e complica le azioni di conservazione, mitigazione e/o di restauro che si vogliono intraprendere (Yando et al., 2021).

Una semplificazione della valutazione dello stato di un ecosistema, generalmente si ottiene osservando i cambiamenti della sua estensione in un'area (guadagno o perdita di territorio), come indicatore primario, tuttavia, questo approccio

ignora alcune metriche che potrebbero migliorare la valutazione della qualità degli ecosistemi (Yando et al., 2021).

Molti ecosistemi del mondo sono in rapido declino, direttamente o indirettamente influenzati da diversi fattori antropogenici con un'accelerazione negli ultimi 50 anni (Yando et al., 2021). Il degrado di un ecosistema è stato definito recentemente come: “la perdita della biodiversità, struttura, funzioni e/o resilienza oltre i limiti naturali all'interno di un sistema, dovuti a fattori antropici e all'influenza delle attività antropiche sulla natura” (Yando et al., 2021). È riconosciuto che i disturbi antropogenici come la pesca eccessiva e il riscaldamento globale, hanno effetti costanti e dannosi sulla struttura e il funzionamento (es. minor produttività e resilienza) di quasi tutti gli ecosistemi (Kennedy et al., 2019), con conseguenze sui servizi ecosistemici come la produzione alimentare (Pinna et al., 2020) e l'aumento d'intensità del cambiamento climatico (Nolan et al., 2018). Questi impatti sono spesso sito specifici. (Kennedy et al., 2019). Quindi la crescente preoccupazione per le conseguenze dello sfruttamento umano delle risorse naturali in mare ha portato, negli ultimi decenni, alla proposta di strumenti di gestione basati sulla protezione degli ecosistemi (Guidetti et al., 2007).

Negli ecosistemi marini, la pesca e altre attività umane possono alterare le abbondanze, biomasse e funzioni di specie che svolgono ruoli chiave nella strutturazione e nelle interazioni tra le comunità, che a loro volta possono indurre cambiamenti nell'ecosistema (Guidetti et al., 2007). Ad esempio, negli ecosistemi marini costieri, un problema importante è la pesca eccessiva sui pesci predatori che

svolgono un controllo di tipo *top-down* e il conseguente aumento delle loro prede, principalmente pascolatori. Questo, insieme al riscaldamento delle acque (e i conseguenti cambiamenti nella fisiologia e nella distribuzione delle specie) possono favorire uno dei principali cambiamenti negli habitat temperati mondiali, ad esempio la sostituzione delle foreste di macroalghe con *barren* dominati da ricci e alghe incrostanti (Pinna et al., 2020).

1.2. Foreste di macroalghe e *Gongolaria barbata*

Le complessità strutturali degli habitat giocano un ruolo importante nel determinare l'abbondanza e la diversità delle specie in diversi sistemi ecologici, sia terrestri che acquatici (Falace et al., 2006). Lungo le coste rocciose temperate di tutto il mondo, le foreste di macroalghe (Laminariales e Fucales) dominavano gli habitat intertidali e subtidali, fornendo riparo e cibo ai giovanili ma anche a una moltitudine di comunità marine, aumentando la complessità tridimensionale e l'eterogeneità spaziale dei substrati rocciosi, migliorando la biodiversità e produttività degli ecosistemi costieri (Falace et al., 2018).

Tuttavia, questi habitat ed ecosistemi sono esposti alla frammentazione e al declino a causa della somma degli impatti antropogenici locali e globali combinati con altri fattori di stress naturale che stanno guidando la perdita delle macroalghe e delle comunità associate in diverse regioni del mondo. Le crescenti pressioni antropiche come lo sviluppo costiero, la distruzione dell'habitat, l'inquinamento, il traffico marittimo e la pesca (anche quella illegale) insieme ai cambiamenti climatici stanno

influenzando fortemente la distribuzione delle specie di questi habitat marini costieri (Fabbrizzi et al., 2020).

Le macroalghe brune (indicate anche come specie chiave o specie ingegnere) svolgono un ruolo fondamentale nell'influenzare le comunità modificando i fattori fisici come esposizione a luce e calore eccessivi, dovute alla copertura da parte delle fronde. La dimensione e la fenologia delle alghe sono attributi importanti non solo per l'ecologia delle macroalghe, ma anche per gli aspetti ecofisiologici, come la fotosintesi, l'assorbimento dei nutrienti e la crescita che sono dipendenti dalle dimensioni e in particolare correlati ad alcuni rapporti allometrici (ad esempio, superficie e volume) (Falace et al., 2006).

La biodiversità associata varia a seconda della natura fisica dell'ambiente, ma le stesse comunità biotiche possono influenzare le caratteristiche fisiche dell'habitat, di conseguenza la distribuzione e l'abbondanza delle specie. La complessità geometrica dei substrati può aumentare i tassi di colonizzazione proteggendo gli organismi dall'ambiente, fornendo un numero maggiore di risorse nicchie e aumentando l'area disponibile per l'insediamento (Fraschetti et al., 2021). A causa del loro ruolo nel sostenere la biodiversità e la rete trofica, la perdita delle alghe brune (specie anche molto longeve) sta portando a una diminuzione critica dei servizi ecosistemici come la pesca, la riduzione della capacità di sequestrare l'anidride carbonica (in rapido aumento negli in tutti gli oceani e mari) e la mitigazione degli effetti dei cambiamenti climatici (Fabbrizzi et al., 2020).

Il mantenimento delle popolazioni di macroalghe dipende dalla persistenza degli adulti, dal reclutamento, dal successo e crescita delle prime fasi della loro storia vitale. Data le ridotte dimensioni, spesso microscopiche, delle prime fasi vitali delle alghe, non sorprende che la conoscenza delle dinamiche di popolazione in qualsiasi sistema sia orientata verso le fasi adulte più facilmente osservabili, manipolabili e trattabili, in particolare le cause della loro perdita (ad es. pascolo, tempeste, impatti antropici) (Irving et al., 2009).

Le foreste di macroalghe del genere *Cystoseira*, *Erikaria* e *Gongolaria* (Fucales, Phaeophyta) sono ampiamente distribuite nel Mar Mediterraneo colonizzando le zone rocciose meno profonde del sublitorale, considerate per decenni le comunità più produttive di queste acque (Orlando-Bonaca et al., 2021). All'interno del loro ampio areale geografico, queste alghe possono presentare notevoli variazioni morfologiche, legate alle condizioni ambientali (Falace et al., 2006). Rappresentano uno degli habitat più preziosi e produttivi, ma in rapida scomparsa. La distribuzione geografica e i fattori biotici e abiotici che influenzano la distribuzione di queste specie non sono ancora del tutto chiari. Queste conoscenze sarebbero fondamentali per comprendere i processi ecologici ed evolutivi e per gestire i cambiamenti antropogenici diretti e indiretti.

Al giorno d'oggi c'è una crescente attenzione verso lo stato di salute delle foreste macroalgali sia dal punto di vista della conservazione (Allegato II della Convenzione di Barcellona, COM/2009/0585/FIN) che del restauro ecologico (progetto MERCES, 20162; progetto AFRIMED, 2018,3) (Fabbrizzi et al., 2020). Infatti, nonostante i crescenti sforzi per preservare gli ecosistemi marino-costieri, le analisi globali

mostrano tassi di perdita e cambiamenti senza precedenti a tutti i livelli di diversità biologica. Il recupero naturale degli ecosistemi può essere difficile in un lasso di tempo ragionevole; infatti, una volta rimossa una sorgente d'impatto, il ritorno alle condizioni originarie può variare da decenni a secoli poiché basato sia su elementi intrinseci (es. storia vitale, caratteristiche specifiche dell'ecosistema) che fattori estrinseci (es. l'entità del disturbo). Perciò la Convenzione sulla Diversità Biologica e l'Unione Europea hanno definito gli obiettivi di restauro (UE, 2011; CBD, 2014) e nel 2019 è stato dichiarato il “Decennio delle Nazioni Unite sul ripristino degli ecosistemi 2021–2030” (Fraschetti et al., 2021).

1.3. Degradato delle foreste a macroalghe e formazione di *barren*

I *barren* sono aree prive di macroalghe erette dovuta al sovrapascolo dei *grazers*, dovuto essenzialmente alla perdita dei loro predatori (es. *Diplodus spp.* o l'uomo). Lungo le coste rocciose subtidali del mondo, gli organismi che causano la formazione dei *barren* sono tipicamente i ricci di mare e in Mar Mediterraneo le principali specie sono quasi esclusivamente *Paracentrotus lividus* (Lamarck 1816) e *Arbacia lixula* (Linnaeus, 1758) (Bulleri et al., 1999; Costa et al., 2018). Il pascolo eccessivo dei ricci (Fabbrizzi et al., 2020) determina la scomparsa delle alghe che formano una *canopy* (Ling et al., 2015) e impediscono il reclutamento di micro e macroalghe raschiando continuamente le piccole alghe incrostanti dal substrato (Filbee-Dexter et al., 2014). L'entità di questo processo può essere variabile sia nel tempo che nello spazio (Sala et al., 1998), può iniziare quando la densità locale di ricci supera un certo livello di soglia

ed essere favorito dalla presenza di rifugi per sfuggire alla predazione o per evitare lo spostamento a causa di forze idrodinamiche (Bulleri et al., 1999). Quest'ultime limitando la loro capacità di arrampicarsi lunghi i talli delle alghe e sui rizoidi di ancoraggio delle macroalghe (Filbee-Dexter et al., 2014).

Altro fattore che favorisce lo shift in *barren* e la coesistenza tra *P. lividus* e *A. lixula*, infatti queste due specie hanno una parziale sovrapposizione alimentare: il primo che si nutre principalmente di alghe carnose erette e particelle organiche sospese, mentre il secondo si ciba preferenzialmente di alghe coralline incrostanti e alghe flottanti, ma anche di alghe erette (seppur in minor quantità rispetto a *P. lividus*; (Bulleri et al., 1999). Per questo motivo si pensa che nell'Italia nord-occidentale, gli effetti di *P. lividus* sulla distribuzione e abbondanza delle alghe brune sono di minore importanza rispetto ai territori dove le due specie di ricci sono entrambe presenti (Jacinto et al., 2013).

Negli ambienti subtidali rocciosi vegetati, dominati da macroalghe, la relazione tra i pesci predatori e ricci di mare può essere influenzata da diversi fattori, come la densità delle popolazioni dei predatori rispetto alle prede, la disponibilità di ripari per i ricci, l'azione delle onde e il tipo di substrato (Guidetti et al., 2007). Quindi l'alterazione di queste relazioni può portare a *shift* ecosistemici modificando la biodiversità e il funzionamento delle foreste a macroalghe, trasformandole progressivamente in *barren*. Tali variazioni hanno portato alla formulazione del concetto di ecosistemi stabili alternativi, introdotto da alcuni studiosi come Lewontin (1969), Sutherland (1974) e May (1977). Tuttavia, Peterson (1984) ha fornito evidenze

che questi cambiamenti possono avvenire anche naturalmente. Lui propose un semplice criterio per definire se un habitat si trova in uno stato stabile alternativo ovvero: una comunità che ne sostituisce un'altra può potenzialmente dominare un determinato sito. In seguito, Connell & Sousa nel 1983, hanno presentato criteri più rigorosi: “ogni stato deve esistere in equilibrio a lungo termine (più lungo del *turn-over* della specie dominante) e deve ritornare a quella condizione in seguito a piccole perturbazioni o disturbi come una fluttuazione nella densità delle specie o una tempesta (Filbee-Dexter et al., 2014).

I *barren* possono estendersi per oltre 1000 km di costa o trovarsi in piccole aree confinate (da 10 a 100 m) (Guidetti & Mori, 2005) e sono caratterizzati da una predominanza di alghe calcaree incrostanti e da un'elevata densità di ricci di mare (Piazzi et al., 2019). I *barren* possono persistere per decenni (Filbee-Dexter et al., 2014) e sono considerati uno stato stabile alternativo degradato delle foreste a macroalghe. Sono aree caratterizzate da una produttività primaria e una complessità strutturale dell'habitat molto inferiori rispetto alle foreste di macroalghe (Filbee-Dexter et al., 2014).

Esistono 2 tipi di meccanismi di feedback che stabilizzano le comunità nei *barren*: i processi che riducono il reclutamento delle alghe e i processi che consentono ai ricci di mare di mantenere densità elevate (Filbee-Dexter et al., 2014). Ad esempio, fluttuazioni naturali del reclutamento dei ricci e il riscaldamento globale che favorisce un maggior sviluppo larvale di questi erbivori (Piazzi et al., 2019; Ling et al., 2009). Un ulteriore fattore che influisce sulla formazione e persistenza dei *barren* è la

sovrapesca dei pesci predatori, come *Diplodus sargus*, *D. vulgaris*, *Coris julis* and *Thalassoma pavo*, associati alle macroalghe erette che si nutrono delle reclute dei ricci. La riduzione del numero di questi pesci rende difficile tenere sotto controllo le popolazioni degli echinoidi, che, in assenza di predatori, vanno incontro ad esplosioni demografiche (Pinna et al., 2020; Guidetti et al., 2007).

Lo shift ecosistemico da *habitat* a macroalghe a *barren* porta a una diminuzione della biodiversità e della biomassa di macro e meiofauna associata. Pinna et al., in un loro studio hanno identificato un totale di oltre 500 specie differenti, con un maggior numero di organismi mobili rispetto a quelli sessili. Le specie che erano presenti in entrambi i sistemi erano differenti in termini di abbondanza, con colonie più estese in presenza di macroalghe e minori nei *barren*. Una eccezione si è osservata per Sipuncula e Porifera che non mostravano differenze tra i due ecosistemi, infatti, si pensa che potrebbero costituire un'importante risorsa trofica a sostegno di organismi più grandi come proprio i ricci di mare (Pinna et al., 2020)

I *barren* possono perdurare per molti anni ed esistere in condizioni ambientali simili a quelle delle foreste di macroalghe (Filbee-Dexter et al., 2014). Alcuni studi hanno evidenziato che esistono delle soglie di densità o biomassa dei ricci affinché avvenga uno shift da un tipo di habitat ad un altro (Bulleri et al., 1999). Le soglie possono essere guidate da parametri locali non facenti parte di un cambiamento del regime oceanico (Filbee-Dexter et al., 2014), ad esempio al variare della pendenza del substrato (Bulleri et al., 1999) e delle condizioni idrodinamiche. È stato dimostrato che a basse profondità (Jacinto et al., 2013) la forte azione delle onde può inibire il

comportamento alimentare dei ricci di mare (Filbee-Dexter et al., 2014), ostacolando quindi il sovrapascolo.

Nel Mar Mediterraneo, le foreste di macroalghe costituite da alghe brune (dei generi *Sargassum* e *Cystoseira*) sono gli ecosistemi dominanti delle scogliere rocciose subtidali poco profonde (fino a circa 40 m di profondità massima), molto importanti perché ad esse sono associati maggiori livelli di biodiversità. Negli ultimi anni un grave aumento della regressione e frammentazione di queste foreste e il loro *shift* in *barren* dominati da ricci è stata segnalata in tutto il bacino Mediterraneo (Filbee-Dexter et al., 2014) e in tutto il globo (Guidetti & Mori, 2005).

1.4. Il Mar Adriatico e la Riviera del Conero

L'Adriatico è un bacino del mar Mediterraneo con una estensione di 132.000 km^2 , con un volume complessivo di 36.000 km^3 . Pur essendo un bacino di modeste dimensioni riceve 1/3 delle acque fluviali del Mediterraneo. Presenta una forma allungata con orientamento nord-ovest sud-est con una lunghezza totale di 800 km e una larghezza massima di 220 km. È chiuso nella parte settentrionale con il golfo di Trieste e aperto a meridione comunicante con il mar Ionio.

L'Adriatico presenta fondali bassi soprattutto a settentrione dove la profondità media è di circa 30 metri e si raggiungono a malapena i 50 m di profondità. Andando verso sud, all'altezza di Pescara troviamo profondità maggiori con i 238 m della Fossa di Pomo, infine nel settore meridionale troviamo 1210 m al largo delle coste di Bari.

Le coste italiane si presentano basse e sabbiose, mentre sul margine croato osserviamo delle coste alte, frastagliate e rocciose. I fondali nord-occidentali sono caratterizzati da materiale sedimentario di granulometria fine (sabbia, limi, argille) (Rinaldi, 2017).

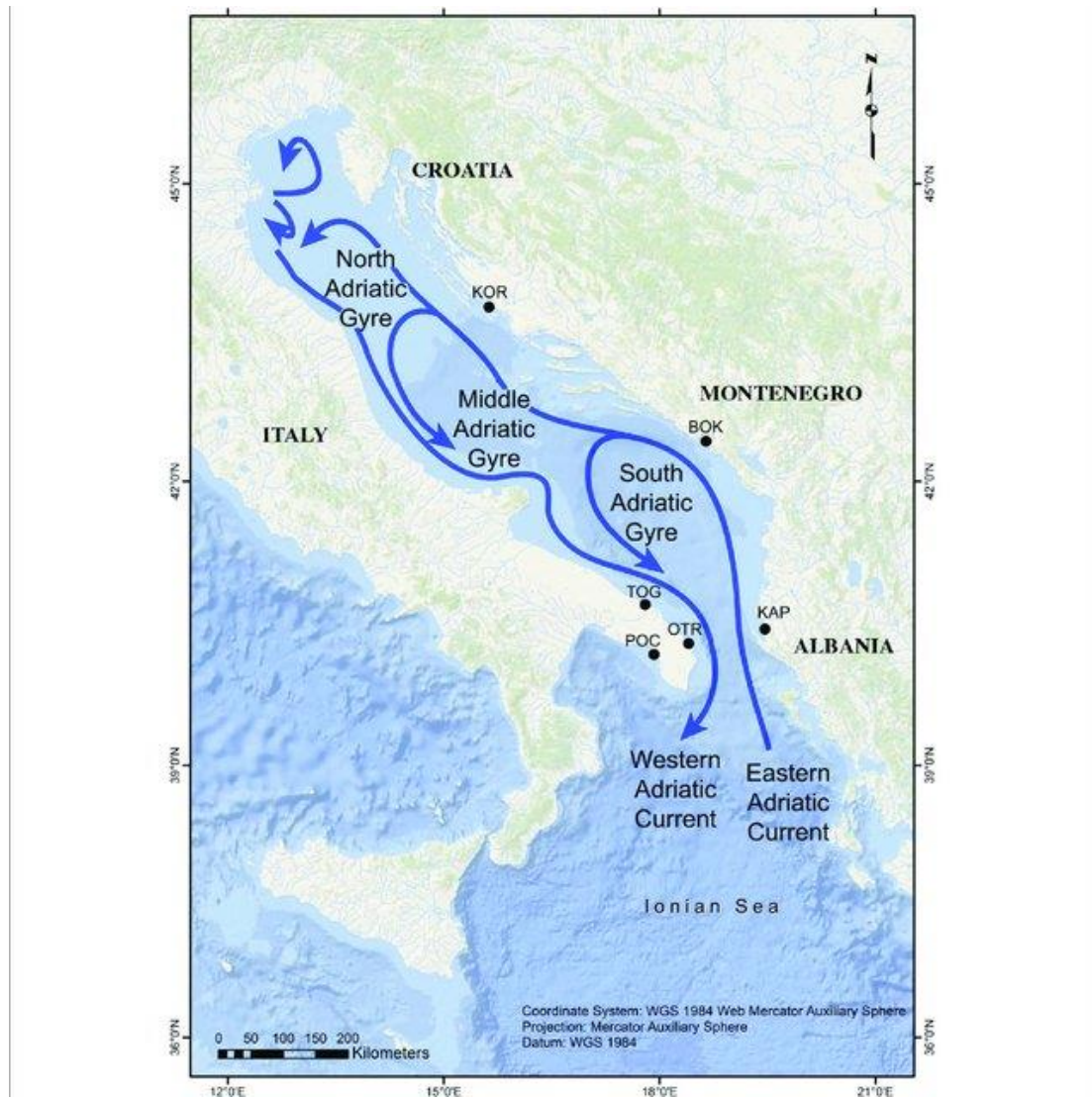


Figura 1.1: Circolazione marina superficiale del Mar Adriatico

Tra queste la Riviera del Conero è il tratto di litorale adriatico, che si estende dal porto della città di Ancona fino a quello di Numana. Si tratta di un litorale roccioso e frastagliato, che si allunga per circa 20 km. La costa è formata da scogliere stratificate che formano pendii dolci dove le rocce sono più tenere e pendii ripidi dove sono più

resistenti. Le spiagge si sono formate per lo più con la rielaborazione da parte del mare di accumuli di frana.

Il mare del Conero ha le correnti principali che vanno da nord a sud e seguono approssimativamente la linea di costa. Più vicino alla costa ci sono correnti costiere prodotte dallo spostamento di masse d'acqua perpendicolarmente e parallelamente all'andamento della linea di costa attraverso la combinazione di tre fattori: azione del vento, azione del moto ondoso e azione della marea (<http://insiemeperamponero.wordpress.com/lambiente>). In inverno la circolazione superficiale è più intensa e concentrata principalmente in prossimità della costa (entro 15–20 km); nei mesi primaverili ed estivi le correnti superficiali sono molto più deboli e tra l'estate e l'autunno un singolo vortice ciclonico, più lontano dalla costa, spesso domina la circolazione superficiale (Budillon et al., 2002).

I fondali prospicienti il Monte Conero sono caratterizzati da ampi banchi di sabbia alternati a substrati rocciosi di varia natura, ospitano comunità uniche di organismi marini. I substrati duri sono rappresentati da rocce naturali e da substrati artificiali (come le barriere frangiflutti) che ospita una grande varietà di organismi (<http://insiemeperamponero.wordpress.com/lambiente>).

1.5. Ecologia e sfruttamento di *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816)

Gli Echinodermi sono invertebrati marini bentonici con simmetria radiale pentamera nella fase adulta, opposta alla simmetria bilaterale in fase larvale; una delle loro caratteristiche peculiari è la presenza di un dermascheletro, al di sotto del derma

superficiale, composto da piastre calcaree spesso caratterizzate da tubercoli o aculei. Tali piastre, costituite da carbonato di calcio e magnesio, risultano saldate formando un dermascheletro rigido (Cleveland, 2011).

I ricci di mare (*P. lividus*, *A. lixula*, *Centrostephanus spinosus*, *Stylocidaris affinis*, *Strongylocentrotus purpuratus*) insieme a poche altre specie (es. *Sarpa salpa*) sono i principali erbivori negli ecosistemi costieri marini nutrendosi della vegetazione bentonica nel Mar Mediterraneo (Boudouresque & Verlaque, 2001; Jacinto et al., 2013). L'importanza ecologica dei ricci è stata documentata in numerosi habitat in tutto il mondo, comprese le praterie di fanerogame, foreste di macroalghe, zone rocciose intertidali e subtidali, barriere coralline (Jacinto et al., 2013). I ricci possono vivere anche su substrati sabbiosi con granulometria grossolana e substrati fangosi (Boudouresque & Verlaque, 2001), dove è considerato un ingegnere ecosistemico per la sua capacità di creare solchi che aumentano la complessità del substrato e di conseguenza la biodiversità associata (Jacinto et al., 2013).

In particolare, oggetto di questa tesi, è *Paracentrotus lividus* (Fig 1.2). La specie è distribuita in tutto il Mar Mediterraneo e nell'Atlantico nordorientale. È comune nelle regioni in cui le temperature delle acque variano da 10° a 15° C in inverno e da 18° a 25° C in estate come il Mediterraneo occidentale e il Portogallo. I suoi limiti settentrionali e meridionali corrispondono più o meno a 8° C d'inverno e 28° C in estate (Boudouresque & Verlaque, 2001).

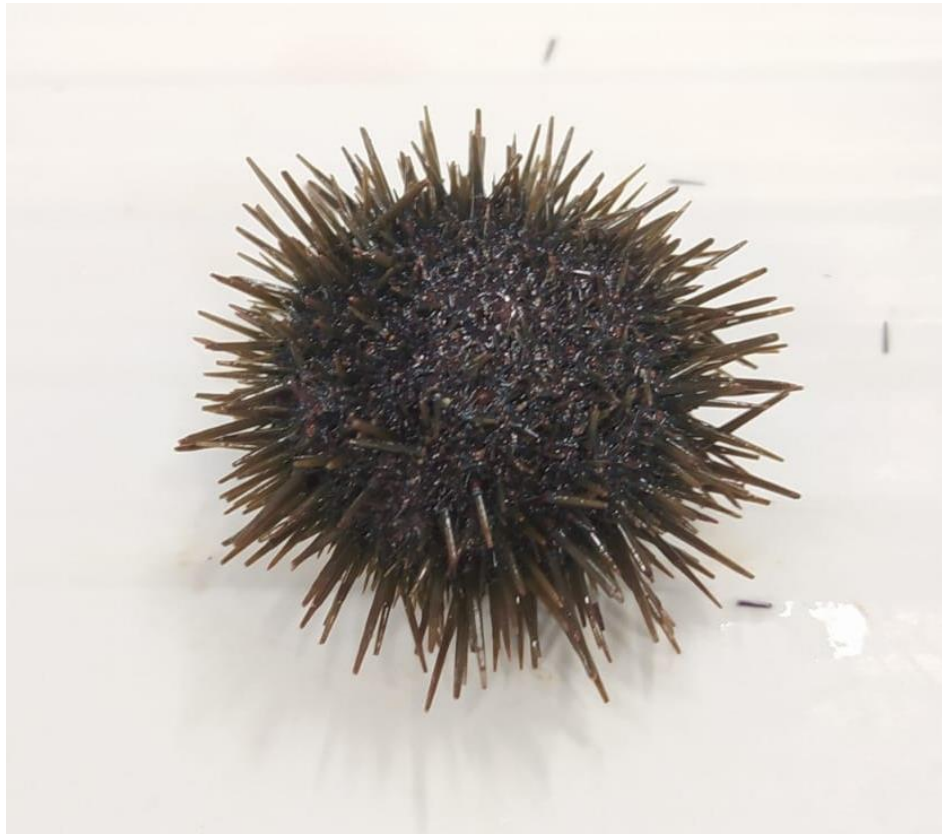


Figura 1.2: Paracentrotus lividus

Classificazione tassonomica:

Regno: Animalia

- Phylum: Echinodermata

- Subphylum: Echinozoa

- Classe: Echinoidea

- Famiglia: Parechinidae

- Genere: *Paracentrotus*

- Specie: *Paracentrotus lividus*

Una delle caratteristiche naturali di *P. lividus* più significative per la struttura della popolazione è l'eterogeneità spaziale. Questo è probabilmente il risultato di differenze del substrato (disponibilità di rifugi), producendo una maggiore differenziazione della

popolazione (Ceccherelli et al., 2011). Le popolazioni di *P. lividus* possono essere relativamente stabili per molti anni, su substrati rocciosi verticali tra i 3 e i 10 m (Boudouresque & Verlaque 2001) e presenti fino a 20 m di profondità (Jacinto et al., 2013). In alcune regioni si riscontra una diminuzione della loro abbondanza con l'aumento della profondità ma con picchi a circa 10 m. Sono state registrate variazioni di densità su lungo termine in diverse aree (Boudouresque & Verlaque 2001).

Jacinto et al. in uno studio hanno osservato che nel Portogallo sudoccidentale l'abbondanza di *P. lividus* era maggiore a 3 m di profondità, e questo potrebbe essere correlato a tassi di reclutamento più elevati e/o a una minore pressione di predazione a profondità inferiori dovuto a un maggiore regime idrodinamico di questo territorio. Al contrario, nell'Italia nordoccidentale non è stata osservata alcuna variazione nell'abbondanza dei ricci con l'aumento della profondità. Ancora, la loro abbondanza diminuisce da habitat meno a più profondi (cioè 1–3 vs 7–9 m) nelle Isole Canarie. Invece non sono state registrate differenze significative latitudinali nel Mediterraneo. Nell'Italia nordoccidentale le popolazioni sono caratterizzate da una distribuzione dimensionale unimodale, con una percentuale maggiore di individui di taglia media. Tali modelli sono caratteristici di regioni con ridotto apporto larvale, basso reclutamento e/o alti tassi di predazione giovanile (Jacinto et al., 2013). Le abbondanze di *P. lividus* sono espresse in base alla densità, dipendono da numerosi fattori come le fluttuazioni naturali del reclutamento, riscaldamento globale (Piazzi et al., 2019), forze idrodinamiche (Bulleri et al., 1999), pesca dei pesci predatori che si nutrono dei ricci (Pinna et al., 2020; Farina et al., 2020) e la pesca diretta dei ricci (Farina et al., 2020).

Gli assemblaggi più comuni sono composti da pochi individui a una dozzina per metro quadrato; densità molto elevate corrispondono a più di 50-100 individui per metro quadrato. Infine, densità più elevate corrispondono ad aggregazioni localizzate di oltre 1600 individui per metro quadrato. Le cause di queste abbondanze estremamente alte rimangono incerte (Boudouresque & Verlaque, 2001).

P. lividus ha la capacità di creare cavità a forma di coppa dove vivono permanentemente o temporaneamente, nella roccia (es. arenaria, calcare, granito, basalto, ardesia dura), grazie all'azione meccanica delle spine e dell'apparato boccale (Boudouresque & Verlaque 2001). Alcuni studi suggeriscono che la creazione/occupazione di questi solchi potrebbe essere un comportamento adattativo che consente ai ricci di mare di resistere meglio a condizioni idrodinamiche che giocano un ruolo chiave nel determinare i modelli di distribuzione e abbondanza degli organismi marini negli habitat costieri. Quindi in condizioni di forte idrodinamismo, i ricci possono evitare l'impatto delle onde rifugiandosi in microhabitat più profondi o riparati, cambiando la loro alimentazione iniziando a nutrirsi di alghe flottanti. È plausibile che il moto ondoso possa plasmare la struttura dimensionale nelle popolazioni di ricci (Jacinto et al., 2013).

Paracentrotus lividus molto spesso coesiste e compete con un altro riccio termofilo *A. lixula*. La competizione intraspecifica tra *P. lividus* e *A. lixula*, e la loro coevoluzione, potrebbe essere coinvolta nella separazione delle loro preferenze alimentari come suggerito da Lawrence (1975). Inoltre, quando presenti a lungo sulle stesse coste, le due specie sono caratterizzate da una diversa zonazione verticale, con

A. lixula dominante nei livelli superiori e *P. lividus* in quelli inferiori. La presenza di *A. lixula* sembra aumentare nei periodi di temperature più elevate, anche favorite dal riscaldamento globale (Boudouresque & Verlaque 2001).

Nel Mar Mediterraneo sia *P. lividus* sia i pesci loro predatori sono target della pesca artigianale. È stato osservato come la pesca guidi le interazioni tra i ricci, pesci predatori e macrofite causando processi a cascata e problematiche correlate, come la formazione di *barren* e la conseguente riduzione della biodiversità (Jacinto et al., 2013). Nella maggior parte del suo areale geografico, in tempi passati e presenti e su base regolare o occasionale, le gonadi di *P. lividus* sono apprezzate e quindi questi organismi intensamente raccolti (Boudouresque & Verlaque, 2001).

Le attività umane hanno il potenziale di influenzare i modelli di distribuzione naturale degli assemblaggi delle specie marine (Guidetti et al., 2003). Le ricerche ecologiche suggeriscono che la pesca ha un effetto importante sulle strutture trofiche e, di conseguenza, sull'intero ecosistema (Sala, 1998). La continua riduzione delle catture della pesca tradizionale nelle ultime decadi ha spinto i pescatori a orientarsi verso nuove specie appartenenti a livelli trofici inferiori. Uno degli esempi più chiari di questo cambiamento è il sovrasfruttamento di specie costiere che coinvolgono una triplice interazione: pesci - ricci di mare - macroalghe (Farina et al., 2020; Guidetti et al., 2004), infatti la raccolta dei ricci di mare sta progressivamente aumentando in tutto il Mediterraneo (Farina et al., 2020).

La pesca dei ricci segue generalmente il modello a breve termine "*boom-and-bust*" tipico di molte attività di pesca d'invertebrati, cioè iniziano come una piccola

attività che subisce una fase di rapida espansione seguita da una fase di pieno sfruttamento che porta all'esaurimento della risorsa (Farina et al., 2020). Sarebbe importante considerare il ruolo chiave ecosistemico dei ricci di mare nelle interazioni trofiche bentoniche delle comunità subtidali, in modo da sviluppare una pesca sostenibile dei ricci (Farina et al., 2020). È stato riscontrato infatti che l'attività umana influisce in modo significativo sulla struttura della popolazione di *P. lividus*, influenzando la proporzione tra individui di piccola taglia e quelli di dimensioni superiori a 50 mm (Ceccherelli et al., 2011). Poiché gli esseri umani raccolgono selettivamente i ricci più grandi (di solito > 4 cm), questi sono rari nei luoghi più sfruttati. Ciò distingue fundamentalmente gli esseri umani dagli altri predatori, che di solito si nutrono di individui di taglia intermedia. Per questo motivo le distribuzioni dimensionali di *P. lividus* in presenza di un'intensa predazione da parte dei pesci sono generalmente bimodali: i giovanili (< 2 cm) che rimangono nascosti, mentre gli esemplari più grandi (4-5 cm) tendono a sfuggire progressivamente alla predazione, come generalmente accade per altre specie di ricci di mare in altre regioni (Guidetti et al., 2004).

Altre osservazioni circa la biomassa media di *P. lividus*, hanno evidenziato valori inferiori nei luoghi di pesca rispetto ai controlli, riflettendo sostanzialmente il fatto che i ricci di mare non differivano per densità, ma mostravano solo dimensioni medie inferiori. Questo risultato è coerente con studi precedenti che riportavano una diminuzione delle catture di *P. lividus* nelle zone soggette a intenso sfruttamento. La pesca di *P. lividus* ha anche possibili effetti indiretti su un'altra specie di riccio di mare

A. lixula non soggetta al consumo umano. La densità e la biomassa sono significativamente maggiori nei siti intensamente utilizzati per la raccolta di *P. lividus*, suggerendo che *A. lixula* potrebbe trarre vantaggio da questa pesca selettiva. Anche se questo è ancora una tema dibattuto e necessita di ulteriori approfondimenti (Guidetti et al., 2004).

Studi recenti indicano che l'efficacia del raccolto di *P. lividus* da parte dell'uomo può dipendere dalla combinazione delle caratteristiche del sito, che includono l'ubicazione geografica e la geomorfologia della costa, fino al fondo roccioso della zona infralitorale. Tutto questo probabilmente influisce sul rapporto costo-guadagno per la scelta del sito di raccolta da parte dei pescatori (Ceccherelli et al., 2011). In generale l'abbondanza dei ricci di mare di grandi dimensioni in zone prive di regolamentazione è simile ai siti in cui il raccolto avviene in maniera incontrollata (anche se presenti delle limitazioni), però alcuni risultati hanno evidenziato che l'accessibilità al sito di pesca sembra giocare un ruolo importante sulla struttura della popolazione di *P. lividus*. Ciò è ulteriormente supportato dalla significativa divergenza delle dimensioni di popolazioni a differenti profondità in aree interessate dall'attività umana. Pertanto, l'effetto della profondità è evidente nei siti ad alta attività umana, dove un numero inferiore di individui di grandi dimensioni (5 cm) è stata osservata in scogliere rocciose poco profonde, come ad esempio nella puglia meridionale (Ceccherelli et al., 2011; Guidetti et al., 2004). Al contrario, non sono state riscontrate differenze tra siti a diversa profondità interessati da una bassa attività umana, Infine nei siti più inaccessibili (cioè con attività umana molto scarsa) è stata documentata una

proporzione significativamente più alta a profondità minori. Questo suggerisce che i ricci di mare nei primi metri d'acqua sono raccolti più intensamente a causa della minor difficoltà d'immersione (Ceccherelli et al., 2011).

Nei decenni passati la pesca del riccio di mare era praticata da poche persone e il prodotto veniva venduto localmente, mentre oggi nel Mar Mediterraneo la raccolta viene fatta solo in poche regioni tramite pesca ricreativa e artigianale, ma questa pratica è sempre più usata negli ultimi anni da pescatori autorizzati e non su vasta scala nelle zone costiere e durante tutto l'anno (Guidetti et al., 2003; 2004). Oggi la pesca del riccio di mare viene praticata in numerose regioni del mondo per il mercato globale, la parte consumata sono le gonadi considerate una prelibatezza. L'echinoide ha un valore culturale soprattutto nelle regioni asiatiche principalmente in Giappone (dove chiamato "uni"), ma anche in Alaska, Cile, Nuova Zelanda ("kina") e in vari Paesi europei, tra cui la Francia e l'Italia (www.fondazioneimc.it). Di conseguenza questa pesca si è espansa in nuove regioni ed ha subito un notevole ammodernamento (Guidetti et al., 2004). Esistono numerose attività di pesca di ricci di mare sostenibili in tutto il mondo che fanno affidamento su una buona conoscenza della biologia delle specie nell'area e su una solida comprensione delle dinamiche delle popolazioni (Guidetti et al., 2004).

Vengono prelevate specie diverse in base alla regione d'origine, ad esempio il *Trongylocentrus droebachiensis* nel Nord America, oppure *P. lividus* tipico del Mediterraneo. Negli ultimi anni si è assistito a un aumento del raccolto di questo organismo, con un andamento crescente fino ad arrivare al picco nel 1995 (anno di massima raccolta) per poi segnare successivamente una costante seppur lenta

diminuzione. Secondo i dati FAO elaborati dal database “FishStatJ”, il raccolto mondiale di riccio di mare nel 2018 è stato pari a 62.828 tonnellate (Fig. 1.3) (<http://www.ricciclriamo.it>). Per quanto riguarda il mercato europeo, i principali Paesi raccoglitori sono l’Islanda, la Spagna, la Francia e l’Italia (Jacinto et al., 2013; <http://www.sardegnaambiente.it>). Nel nostro Paese il consumo di *P. lividus* è molto diffuso come ingrediente utile per condire pasta, pizza e altri piatti tipici della cucina mediterranea. Pertanto, l’Italia è uno dei principali consumatori europei con circa 2.000 tonnellate di prodotto consumato ogni anno. Le Regioni maggiormente attive nella raccolta di *P. lividus* sono la Puglia, la Sicilia e la Sardegna, quest’ultimo nello specifico ha un consumo annuo di 1.888 tonnellate per un valore lordo di circa 10 milioni di euro.

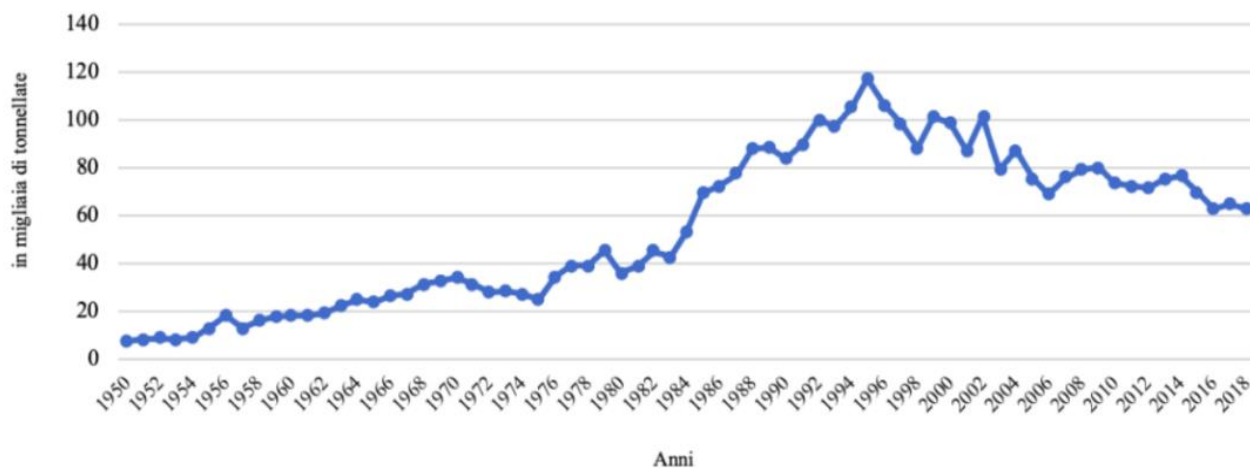


Figura 1.3: Produzione (raccolta) mondiale di riccio di mare dal 1950 al 2018 in migliaia di tonnellate

Poiché i ricci sono un prodotto di nicchia dall’alto valore commerciale, è spesso soggetto a fenomeni di attività di raccolta non autorizzata (<http://www.ricciclriamo.it>)

infatti, lungo le coste rocciose pugliesi (Italia sudorientale) facilmente accessibili da terra e in prossimità di porticcioli, le leggi che regolano la pesca di *P. lividus* sono raramente applicate, tanto che i pescatori, così come i raccoglitori occasionali, sfruttano liberamente le popolazioni locali (Guidetti et al., 2004). In Sardegna le normative per la raccolta dei ricci di mare sono in vigore dalla metà degli anni '90, tuttavia, la gestione della pesca mirata a questa singola specie, non tiene conto delle interazioni dell'ecosistema. Pertanto, è necessario approfondire continuamente le dinamiche di popolazione, della loro dipendenza ambientale e dalle interazioni interspecifiche che permetta lo sviluppo di una pesca sostenibile a lungo termine. (Farina et al., 2020). Per far fronte alla crescente domanda di ricci di mare, anche le tecniche di raccolta sono mutate nel corso degli anni, lasciando spazio alla raccolta attraverso le immersioni subacquee.

Un altro aspetto interessante della filiera italiana del riccio è dato dall'allevamento che ammonta a (solo) circa 107 tonnellate l'anno, però per soddisfare la crescente domanda interna, l'Italia importa quote significative di prodotto dall'estero, soprattutto durante la stagione estiva dal Canada, con un tasso d'importazione che è aumentato del 294% negli ultimi anni. A seconda del Paese di provenienza, il riccio di mare viene importato secondo diverse modalità: vivo, fresco, refrigerato, congelato o in salamoia. Di conseguenza, il valore dipende dalla modalità di conservazione e da altri fattori come il volume delle importazioni e le modalità di lavorazione. I ricci di mare vivi sono considerati i migliori sul mercato e il loro prezzo

è condizionato anche da altri aspetti importanti: qualità, provenienza, specie e proprietà organolettiche delle gonadi (<http://www.riccicliamo.it>).

Per far fronte all'aumento della pesca illegale sono state introdotte regolamentazioni specifiche per evitare l'esaurimento degli stock (<http://www.sardegnaambiente.it>) (ad es. quote di cattura, pesca a rotazione, acquacoltura) e per consentire il ripristino degli stock e/o la mitigazione dell'impatto sulle popolazioni naturali (Guidetti et al., 2004). Secondo il decreto il pescatore professionale subacqueo, se accompagnato da un assistente a bordo dell'imbarcazione, può raccogliere giornalmente una quantità di esemplari pari indicativamente a 4 ceste (dimensioni: altezza 35 cm, lunghezza 60 cm, larghezza 50 cm) equivalenti per due unità lavorative (circa 2000 esemplari). Se il pescatore professionista non è accompagnato da un assistente può raccogliere giornalmente un numero di esemplari pari indicativamente a 2 ceste equivalenti (circa 1000 ricci) (<http://www.sardegnaambiente.it>).

Lungo la Riviera del Monte Conero non ci sono informazioni riguardo la pesca e l'alimentazione umana dei ricci di mare.

1.6. Ecologia e sfruttamento di *Mytilus galloprovincialis*

I bivalvi sono parte del compartimento bentonico (del Rio-Lavín et al., 2022), vivono ancorati alle rocce tramite il “bisso” su fondali anche molto superficiali, oppure vivono infossati nella sabbia o nel fango, filtrando costantemente l'acqua per nutrirsi principalmente di plancton. La quantità d'acqua filtrata dipende da numerosi fattori,

che includono la fisiologia dei singoli individui ma anche le caratteristiche dell'ambiente circostante (del Rio-Lavín et al., 2022). In media, la quantità di acqua filtrata varia da 0,5 a 2 litri l'ora con punte massime di circa 5 litri (Pusceddu et al., 2013). Oggetto di questa tesi di laurea è il *Mytilus galloprovincialis* (Fig. 1.4).



Figura 1.4: *Mytilus galloprovincialis*

Classificazione:

- Regno: Animalia

- Phylum: Mollusca

- Subphylum: Protostomia

- Classe: Bivalvia

- Famiglia: Mytilidae

- Genere: *Mytilus*

- Specie: *Mytilus galloprovincialis*

È un mollusco bivalve o lamellibranco detto anche “*muscolo*”. Come dice la parola stessa, hanno una conchiglia costituita da due valve equivalve, formate da carbonato di

calcio tendente al nero di forma triangolare (Ramos-Oliveira et al., 2021) con strisce di accrescimento, incernierate da 3/4 dentelli, presentano branchie e lamelle (Cleveland, 2011). Sono organismi bentonici sessili, ovvero da adulti vivono perennemente adesi ad un substrato duro senza mai abbandonarlo. Sono organismi marini il cui corpo molto compresso e non differenziato è rinchiuso all'interno della conchiglia che è sempre presente e secreta dal mantello, ha uno strato interno lucido ed iridescente detto madreperla (<http://www.pesceinrete.com>). Si riproduce tutto l'anno, con due eventi maggiori, che differiscono per collocazione e durata a seconda delle località nelle quali vive. Le temperature per una crescita ottimale sono comprese tra gli 8 e i 25 °C (Pusceddu et al., 2013).

I mitili sono organismi importanti negli ecosistemi subtidali perché mantengono la biodiversità, riparando, sostenendo e migliorando diverse comunità di invertebrati. La cozza *M. galloprovincialis* (Lamarck, 1819) è una delle specie autoctone più frequenti e abbondanti nelle coste rocciose dell'Europa meridionale e del Mar Mediterraneo, è definita ingegnere ecosistemico (Ramos-Oliveira et al., 2021) perché in grado d'indurre cambiamenti fisici nel substrato fornendo: spazio, eterogeneità ambientale e risorse per diverse specie di animali e macroalghe aumentando così la biodiversità locale (Ramos-Oliveira et al., 2021). La zona d'origine copre il Mar Mediterraneo, il Mar Nero e la costa atlantica dal Portogallo alla Francia, ma attualmente è distribuito in tutto il mondo, a causa delle introduzioni mediate dall'uomo e della sua capacità di adattarsi rapidamente a condizioni ambientali variabili (Larrain et al., 2018; del Rio-Lavín et al., 2022). È considerata una specie invasiva in molte

regioni del mondo come il Giappone, l’Australia e Sud Africa (Ramos-Oliveira et al., 2021); tant’è vero che è stato inserito nella lista delle cento specie invasive più dannose (www.pesceinrete.com).

Le popolazioni di *M. galloprovincialis* subiscono gli effetti di disturbi naturali e antropogenici (Nicastro et al., 2019), che possono avere una forte influenza sulle dinamiche delle popolazioni (UNE, 2006). Negli habitat intertidali, infatti, *M. galloprovincialis* vive spesso in ambienti meccanicamente stressati, essendo influenzato da fattori ecologici naturali come: variazioni di temperatura, salinità, concentrazione di materiale in sospensione, fitoplancton e predazione da parte di moltissimi pesci, echinodermi (stelle di mare) e altri molluschi (cefalopodi) (Ramos-Oliveira et al., 2021). Per disturbi antropogenici molto variabili, come la raccolta o il calpestio (Smith & Murray, 2005), la dinamica della popolazione risulta essere variabile, quindi, la comprensione delle variazioni delle popolazioni è essenziale per la gestione e la conservazione delle specie. Per esempio, fattori esogeni ed endogeni sono cruciali per il controllo dei tassi fisiologici e della riproduzione (Ramos-Oliveira et al., 2021).

I bivalvi rientrano tra i cosiddetti “frutti di mare”, possono essere raccolti occasionalmente con pratiche non professionali e consumati anche crudi, però essendo dei filtratori sono ricettacolo di sostanze inquinanti, batteri e virus molto pericolosi per la salute umana. Proprio per questi motivi vengono utilizzati nei programmi di monitoraggio ambientale per la qualità dell’acqua (Pusceddu et al., 2013).

A livello globale, la produzione a scopo alimentare è aumentata negli ultimi decenni con una produzione di 2.11 milioni di tonnellate nel 2018, valutata in ~4519 milioni di dollari. Le cozze europee comprendono tre specie: *M. galloprovincialis*, *M. edulis* e *M. trossulus*. Nell'Unione Europea (UE), le cozze rappresentano il 34% della produzione totale dell'acquacoltura, essendo *M. edulis* e *M. galloprovincialis* le due principali specie raccolte e coltivate (del Rio-Lavín et al., 2022). L'acquacoltura di *M. galloprovincialis* nell'UE avviene principalmente nella costa nordoccidentale della penisola iberica e in Galizia, producendo oltre il 97% delle cozze spagnole (del Rio-Lavín et al., 2022). La presenza di *M. galloprovincialis* nell'emisfero settentrionale in un importante paese produttore di cozze come il Cile può rappresentare una minaccia per l'industria dell'acquacoltura locale (Larrain et al., 2018; B).

M. galloprovincialis è una specie economicamente importante a causa della sua elevata produzione che rappresenta il 14% della produzione mondiale di bivalvi marini. L'urbanizzazione costiera ha dimostrato di avere effetti negativi sull'abbondanza e sulla sua struttura dimensionale (Veiga et al., 2020), in quanto *M. galloprovincialis* è ampiamente sfruttato per la raccolta ricreativa e commerciale (Smith & Murray, 2005). Questa pratica interviene sulle popolazioni naturali agendo sulle larve, piccoli mitili (0.5-2 cm) e sugli stock adulti, rallentando il recupero della comunità nel tempo e quindi influenzando l'intera comunità associata ai mitili (Veiga et al., 2020; Ramos-Oliveira et al., 2021).

Le acque del Nord-centro Adriatico sono un ambiente particolarmente favorevole alla crescita dei mitili, soprattutto grazie alle caratteristiche trofiche

dell'Adriatico, tipiche delle aree più ricche (meso-eutrofiche) dell'intero bacino Mediterraneo. *M. galloprovincialis* cresce e si riproduce naturalmente lungo la costa del Promontorio del Monte Conero, da Ancona a Numana, dove prende il nome tipico di *Mosciolo*. Qui è certamente la specie dominante dei tratti di costa rocciosa a profondità comprese tra 0 e 6 metri: la densità dei mitili sul substrato può essere elevatissima, ricoprendo nel periodo di massima proliferazione fino al 100% delle rocce sommerse. In questo tratto di costa i mitili costituiscono un banco naturale e vengono raccolti direttamente, contrariamente a quanto avviene in tutte le altre regioni italiane, dove è tipicamente allevato. La raccolta avviene sia da parte dei privati cittadini secondo quote di raccolta, sia da parte dei pescatori professionisti (ad esempio, la Cooperativa dei Pescatori di Portonovo).

Lungo la riviera del Conero, i mitili vengono prelevati da un pescatore in *snorkeling* o dotato di tubo ombelicale che li raccoglie dalla roccia mediante appositi rampini o a mano selezionando gli individui di dimensioni maggiore. In superficie è sempre presente una imbarcazione d'appoggio, il cui equipaggio è costituito da almeno un operatore che fornisce assistenza. In barca viene effettuata la prima cernita dei mitili e la rimozione delle concrezioni presenti sulle valve, dopodiché i mitili sono stoccati in sacchi che ne permettono l'aerazione. Una volta a riva, sono trasportati al centro di spedizione. Qui vengono svolte le attività meccanizzate di cernita del prodotto e di pulizia approfondita delle valve.

La popolazione naturale di *M. galloprovincialis* residente lungo la Riviera del Conero ha subito negli ultimi anni una diminuzione della quota di pescato pari ad oltre

il 50%. La Cooperativa di pescatori ha denunciato il rischio di compromissione della loro attività, alla quale si assocerebbe un danno “ecosistemico” dovuto alla possibile scomparsa di questa specie chiave delle reti alimentari di questi fondali (Pusceddu A. et al., 2013)

1.7. Il restauro ecologico come rimedio al degrado degli ecosistemi marini

Gli studiosi hanno una migliore comprensione del funzionamento degli ecosistemi terrestri, ma ancora notevoli lacune per quanto riguarda i sistemi marini. Tuttavia, negli ultimi anni, sono stati ideati una serie di nuovi approcci per restaurare gli ecosistemi costieri. Questi approcci rientrano in quattro grandi categorie: trapianto di fauna e flora da un sito all'altro, rimozione di specie invasive, creazione di habitat artificiali per promuovere l'espansione e la ricolonizzazione dell'areale e l'induzione di cambiamenti fisici e idrologici negli habitat. Ciascuna fase con i propri costi e probabilità di successo (Fraschetti et al., 2021).

I metodi utilizzati però, sono solo una componente del processo di restauro ecologico, infatti: specie ed ecosistemi d'interesse, durata dell'attività, posizione geografica, caratteristiche dei siti specifici e fattori come le pressioni locali e il livello di conservazione sono stati identificati come importanti per il restauro (Bulleri et al., 2013; Piazzini et al., 2019; Fraschetti et al., 2021).

Il restauro delle foreste di macroalghe è un obiettivo importante, inizialmente comportava la traslocazione della fase adulta dell'alga da popolazioni di origine (donatrice) alle aree da restaurare. Attualmente, risulta importante prestare attenzione

a garantire che la popolazione donatrice non venga alterata a causa di una raccolta eccessiva fino al punto da diventare essa stessa un sistema frammentato (Irving et al., 2009). Per questo motivo si preferisce basare il restauro sul trapianto di nuove reclute ottenute *in situ* o *ex situ*.

Cystoseira e *Gongolaria* sono le alghe brune comuni nel Mar Mediterraneo (Orlando-Bonaca M et al., 2021), sono considerate specie indicatrice di molteplici problemi di degrado ambientale, mediato da attività antropiche (Orlando-Bonaca M et al., 2021).

Come l'urbanizzazione costiera (ad esempio, deflusso delle acque reflue, sviluppo costiero, vicinanza al porto) attività agricole o industriali (inquinanti, eutrofizzazione, torbidità dell'acqua dovuta sedimenti terrigeni), acquacoltura o pesca. Inoltre, l'eccessivo *grazing* dei ricci di mare, riscaldamento del mare, combinazioni di fattori di stress locali ed eventi climatici estremi (Tamburello et al., 2022).

Il passaggio da comunità macroalgali a *barren* dominati dai ricci può essere considerato un fenomeno non facilmente reversibile. L'istituzione di restrizioni della pesca e/o la raccolta dei ricci di mare per permettere il recupero dell'interazione preda-predatore, è un potenziale strumento per facilitare il ripopolamento delle macroalghe negli habitat degradati. Però alcuni studi hanno osservato che anche una raccolta controllata dei ricci rappresenta un potenziale strumento per promuovere il ripristino delle alghe brune in Mediterraneo, per esempio, alcuni risultati hanno mostrato che la rimozione di *P. lividus* può promuovere il reclutamento di *Gongolaria*. Pertanto, può essere una strategia affidabile per restaurare ecosistemi precedentemente dominati da

queste macroalghe (Piazzi et al., 2019). In generale la copertura delle macroalghe sembra essere maggiore dove i ricci vengono totalmente rimossi rispetto alle zone dove le popolazioni vengono rimosse solo parzialmente. Ciò significa che la raccolta totale di *A. lixula* o *P. lividus* produce effetti positivi sulle macroalghe erette paragonabili alla rimozione di entrambe le specie e suggerisce che la colonizzazione da parte delle macroalghe ai margini dei *barren* è regolata da effetti sinergici tra *A. lixula* e *P. lividus*. Invece, una semplice riduzione della densità di uno o di entrambi i pascolatori non promuove il recupero (Bulleri et al., 2013).

L'effetto della riduzione dei due ricci e dell'allargamento della superficie colonizzata dalle macroalghe è il risultato fondamentale che può permettere di affrontare contemporaneamente due obiettivi: l'identificazione delle popolazioni di ricci sfruttabili per la pesca e il ripristino delle alghe erette. Pertanto, le linee guida per il raggiungimento di un restauro ottimale, oltre alle restrizioni alla pesca dei predatori dei ricci, dovrebbero anche considerare: la disposizione spaziale dell'habitat, i requisiti delle alghe di nostro interesse, la densità dei ricci di mare e la qualità dell'acqua. Nel complesso, una raccolta commerciale controllata e prolungata nel tempo di *P. lividus* potrebbe essere più efficace della rimozione di alcuni input per ottenere un ripristino completo dell'habitat. D'altra parte, la stima della redditività dell'attività di raccolta di *P. lividus* rappresenta un'altra questione importante ancora da approfondire (Piazzi et al., 2019).

2. Obbiettivi dello studio

In seguito all'osservazione dell'espansione di un *barren* lungo la Riviera del Conero negli ultimi due anni, l'obiettivo di questo studio è stato cercare di comprendere se il trapianto di *G. barbata* può rappresentare un metodo efficiente per favorire il recupero delle macroalghe nel *barren* e se la pesca distruttiva di mitili (tramite rampini) rispetto a quella selettiva può promuovere l'espansione del *barren* (liberando spazio per i ricci).

Nello specifico, le ipotesi testate sono state:

- la pesca distruttiva promuove la presenza di *P. lividus*.
- il trapianto (restauro attivo) di *G. barbata* favorisce il ripristino delle macroalghe in una zona di *barren* completo (*full barren*) e in una zona in cui il *barren* non è ancora completo (in cui esiste ancora qualche alga, *mix barren*).

Per testare le ipotesi, sono stati creati dei *plot* manipolati in campo (in 2 repliche), che corrispondevano a:

- rimozione di mitili con rampino;
- rimozione selettiva manuale di mitili;
- trapianto di *G. barbata* nel *full barren*;
- trapianto di *G. barbata* nel *mix barren*.

Densità, peso delle gonadi, indice gonadosomatico e ricolonizzazione dei ricci sono stati valutati nel tempo.

3. Materiali e metodi

3.1. Area di studio: SIC e ZPS nella Riviera del Monte Conero

Questo studio è stato condotto dalla fine di giugno 2021 a maggio 2022, nelle acque della Scalaccia, lungo la Riviera del Monte Conero (Fig. 3.1) (Marche, Ancona $43^{\circ}36'175.0''$ N, $13^{\circ}32'58.75''$ S). L'area si trova all'interno di un sito d'importanza comunitaria (SCI IT5230005) a sua volta inclusa nell'area a protezione speciale (ZPS IT5320015) del "Monte Conero" (SPA IT5320015) della "Rete Natura 2000". Queste aree sono state individuate sulla base rispettivamente delle direttive "Habitat" 92/43/CEE e 09/147/CE, e destinate a garantire la conservazione delle specie e degli habitat (www.ambiente.marche.it/Ambiente/Natura/Retenatura2000).

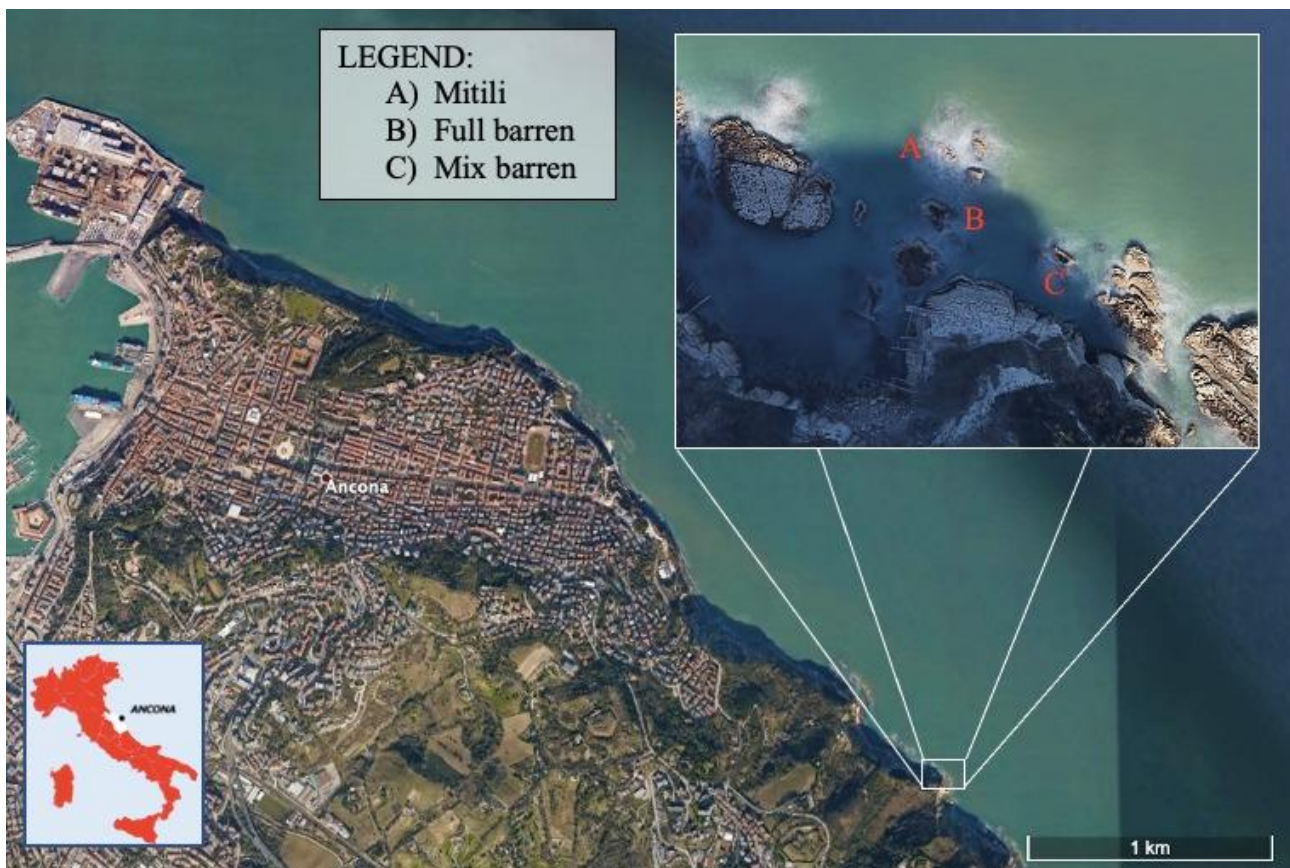


Figura 3.1: Mappa delle aree di studio

La costa del Monte Conero è frastagliata caratterizzata da rientranze naturali che proteggono parti della costa dall'azione delle onde, mentre la maggior parte è soggetta a un intenso idrodinamismo. Il fondale è tipicamente sabbioso-fangoso (caratteristica dell'Adriatico centro-settentrionale lungo le coste italiane), dovuto al trasporto di materiale da parte dei fiumi, soprattutto del Po, con sporadici affioramenti rocciosi che fungono da substrati duri per l'instaurarsi di diverse comunità bentoniche. Le profondità sono variabili da qualche decina di centimetri fino a 10 metri. È un tratto di mare caratterizzata da una forte pressione antropica, tra cui l'urbanizzazione, turismo e pesca non professionale di ricci e mitili destinati al consumo personale.

Le temperature dell'acqua durante il periodo dello studio sono oscillate tra i 10° e 28° nei mesi invernali ed estivi, rispettivamente, con un picco anomalo di 31° C ad agosto.

Il sito della Scalaccia è stato scelto per diverse ragioni: accessibilità sia via terra sia via mare, presenza di affioramenti rocciosi in parte emersi e in parte sommersi che fungono da substrato duro ove sono state osservate esplosioni di ricci di mare e ritenuto idoneo da precedenti studi di restauro di *G. barbata*.

3.2. Componenti biotiche dell'area di studio

La Scalaccia, come buona parte della Riviera del Conero, presenta un'elevata biodiversità associata, costituita da numerose specie animali, come ricci di mare (*Paracentrotus lividus* e *Arbacia lixula*), mitili (*Mytilus galloprovincialis*), alghe corallinacee, spugne (*Chondrosia reniformis*, *Sarcotragus spinosulus*), idroidi,

anemoni (*Anemonia viridis*), spiroidi, gasteropodi, crostacei (*Pachygrapsus marmoratus*), e molti pesci (per esempio *Sarpa salpa*, *Oblada melanura*, *Salaria spp.*, *Diplodus spp.*, *Mullus spp.*). Per quanto riguarda la componente vegetale troviamo, tra le altre, alghe brune (*Cystoseira compressa* e *Gongolaria barbata*) alghe verdi (*Ulva spp.*, *Gracilaria spp.*).

Importante segnalare come negli ultimi anni nel mese di agosto si verificano bloom di *Ostreopsis ovata*, un'alga dinoflagellata tossica che produce grandi quantità di mucillagini e ricopre tutte le comunità bentoniche (Accoroni et al., 2016).

3.3. Esperimento manipolativo

Per condurre l'esperimento sono stati indentificati 3 siti denominati: Sito A (dominato esclusivamente dai mitili) (Fig. 3.2); Sito B (*full barren*, dominato esclusivamente da ricci) (Fig. 3.3), Sito C (caratterizzato dalla presenza di ricci e un'associazione con alghe coralline incrostanti e macroalghe)(Fig. 3.4), tutti lungo circa 60 metri di costa.



Figura 3.2: Sito A mitili



Figura 3.3 Sito full barren



Figura 3.4: Sito C mix barren

Il sito A era caratterizzato dalla presenza di mitili di taglia variabile su rocce superficiali esposte alle mareggiate. Il sito B determinato dalla presenza di ricci di mare (*P. lividus*) in una zona di *barren* preesistente (*full barren*), alla profondità di circa 2-3 metri (dipendente dalla marea), non riparata dall'azione delle onde. Il Sito C era caratterizzato da *barren* in formazione, in cui erano presenti ricci, alghe incrostanti e macroalghe (*mix barren*), ad una profondità inferiore al metro, in un canale compreso tra scogli e la costa, che lo proteggeva parzialmente dall'idrodinamismo.

Nel Sito A, in 2 dei 4 *plot* i mitili sono stati rimossi completamente con un rampino (Fig. 3.5) (simulando la pesca professionale), mentre nei restanti 2 *plot* sono stati rimossi selettivamente a mano (Fig. 3.6) (individui più grandi, simulando la pesca ricreativa occasionale). Nei siti B e C sono stati scelti casualmente 4 *plot* per sito (per un totale di 8 *plot*) delle dimensioni di 50 x 50 cm ognuno, di cui sono stati contrassegnati gli angoli con resina epossidica, per il corretto posizionamento del quadrato durante tutti i campionamenti successivi. In 2 dei 4 *plot* dei Siti B e C sono state ancorate al substrato, per mezzo di un trapano subacqueo, delle strutture aventi reclute di *G. barbata* ottenute da reclutamento *in situ* dalla popolazione donatrice precedentemente identificata presso la Piscinetta del Passetto (Fig. 3.7 e 3.9). Mentre i restanti erano privi di struttura (Fig. 3.8 e 3.10).

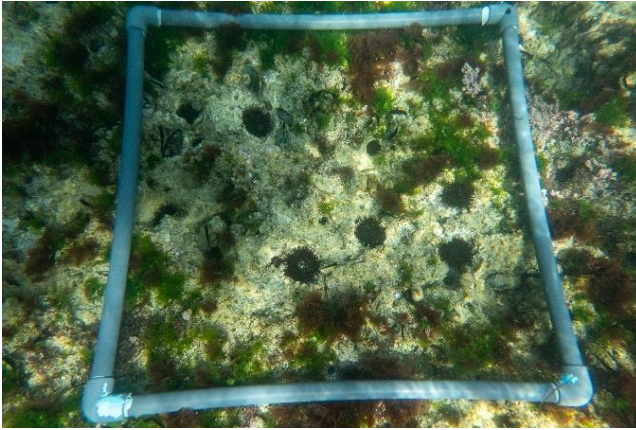


Figura 3.5: PLOT raccolta con rampino dei mitili

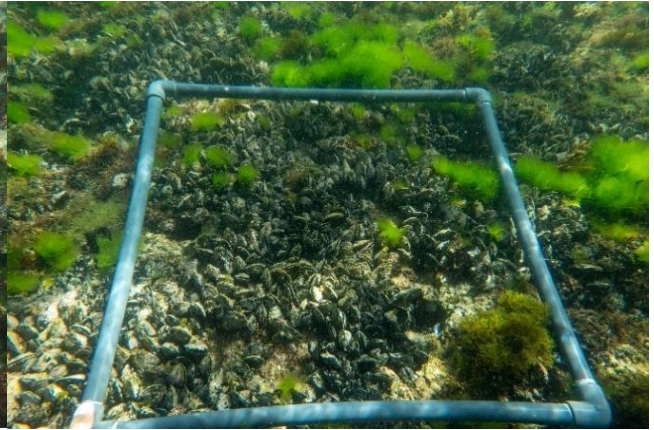


Figura 3.6: Raccolta selettiva dei mitili più grandi



Figura 3.7: PLOT raccolta di P. lividus full barren con struttura

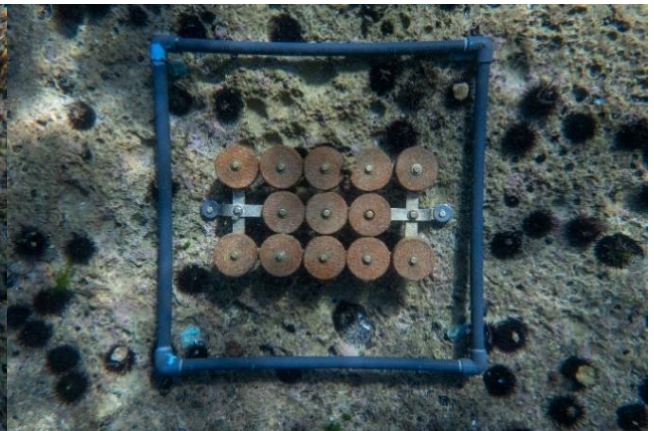


Figura 3.8: PLOT raccolta di P. lividus full barren senza struttura



Figura 3.9: PLOT raccolta P. lividus mix barren con struttura



Figura 3.10: PLOT raccolta P. lividus mix barren senza struttura

Nella tabella vengono rappresentati i *plot* dei Siti, l'ubicazione delle strutture e i *plot* dei mitili sottoposti a raccolta totale e selettiva.

Tabella 3.1: Schema dei 3 sistemi con coordinate GPS

Sito A - Mitili	Raccolta	GPS	43°36'18.63"N 13°32'58.50"E
PLOT 1	Rampino		
PLOT 2	Selettiva		
PLOT 3	Rampino		
PLOT 4	Selettiva		
Sito B - Full barren	Struttura	GPS	43°36'18.51"N 13°32'57.95"E
PLOT 1	Assente		
PLOT 2	Presente		
PLOT 3	Assente		
PLOT 4	Presente		
Sito C - Mix barren	Struttura	GPS	43°36'17.33"N 13°33'0.14"E
PLOT 1	Assente		
PLOT 2	Presente		
PLOT 3	Presente		
PLOT 4	Assente		

3.4. Reclutamento e posizionamento delle strutture con *G. barbata*

Le strutture per il reclutamento e trapianto di *G. barbata* sono state utilizzate in studi precedenti inerenti al restauro di questa specie lungo la Riviera del Conero. Le strutture sono state realizzate utilizzando barre di alluminio di 50 cm di lunghezza, 2 cm di larghezza e 4 mm di spessore, flesse ad entrambe le estremità determinando l'innalzamento della porzione centrale lunga 42 cm. I fori sono stati praticati su ciascuna barra, sia nel tratto rialzato che alle estremità, per consentire il montaggio di piastre circolari in argilla (diametro 7 cm e spessore 1.5 cm, superficie destinata alla crescita di *G. barbata*) e l'ancoraggio al substrato roccioso. Le piastrelle circolari sono state fissate alle barre tramite fori e bulloni in acciaio. L'utilizzo dell'argilla per la

produzione delle piastrelle è finalizzato a favorire il reclutamento fornendo una superficie porosa, più adatta a simulare il supporto naturale. Nel nostro studio il numero delle piastre era standardizzato, 13 piastre disposte su 3 file, due laterali con rispettivamente 5 piastrelle e una centrale con 3 piastrelle; per le unità strutturali (barra e piastrelle ivi posizionate) sono state assemblate e fissate da barre corte poste trasversalmente alle due estremità. L'ancoraggio della struttura artificiale al fondale è garantito da tasselli autofilettanti (fischer), avvitati con l'utilizzo di un trapano subacqueo Nemo V2 HD.

Le strutture sono state posizionate il 15/03/2021 nel sito Piscinetta del Passetto (Ancona), sotto individui adulti della popolazione donatrice identificata in precedenti studi (Fig. 3.11 e 3.12).

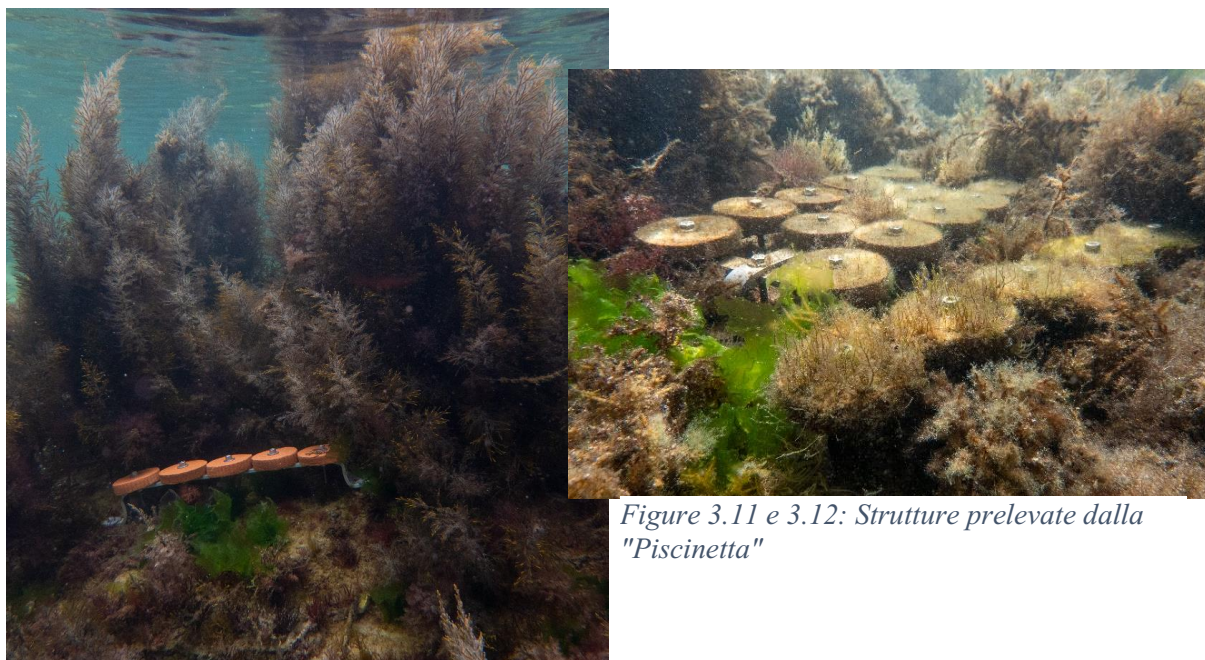


Figure 3.11 e 3.12: Strutture prelevate dalla "Piscinetta"

Le strutture con le reclute attecchite sono state poi trapiantate alla Scalaccia (Fig. 3.13 e 3.14) il 29/06/2021 nel sito B e il 29/07/2021 nel sito C.



Figura 3.13: Trasporto delle strutture verso il Sito B e C



Figura 3.14: Fissaggio delle strutture nei Siti B e C

Nel Sito B, la scomparsa della *G. barbata* è stata osservata dopo 48 ore dal trapianto (Fig. 15 e 16), presumibilmente dovuta all'erbivoria da parte dei paguri (trovati sulle piastre di argilla), dovuta all'assenza di ulteriore cibo disponibile, a causa della presenza di ricci.



Figura 3.15 e 3.16: Grazing dei paguri e ricci sui dischi di argilla

Il monitoraggio del Sito B è comunque proseguito nel tempo per verificare eventuali effetti delle strutture artificiale usate in interventi di restauro sulle variabili dei ricci (ad esempio, per effetto rifugio). Nel Sito C, la scomparsa della *G. barbata* e delle strutture è stata osservata a settembre 2021, in seguito ad una forte mareggiata. Il monitoraggio del Sito C è comunque proseguito nel tempo per verificare eventuali differenze nelle variabili dei ricci tra *full barren* e *mix barren*. Nel Sito A, la stessa mareggiata ha strappato tutti i mitili dalla parete, desertificando quasi completamente il Sito. Il monitoraggio è continuato nel tempo per osservare l'evoluzione della comunità a seguito di questo evento estremo.

3.5. Monitoraggio e campionamento

I campionamenti (per un totale di 7) sono avvenuti rispettivamente il 29 giugno 2021 (T0 Sito A e B), 27 luglio 2021 (T0 Sito C), 14 settembre 2021 (T1), 18 ottobre 2021 (T2), 22 novembre 2021 (T3), il 16 marzo 2022 (T4), 13 aprile 2022 (T6), e 2 maggio 2022 (T7). Nessun campionamento è stato effettuato tra dicembre e febbraio a causa di condizioni climatiche avverse.

Il monitoraggio e la raccolta dei campioni prevedevano diverse fasi. Nel Sito A, si è proceduto a fotografare i *plot* con la presenza di un quadrato standardizzato formato da tubi di PVC (0.25 m²) prima del nostro intervento, poi gli individui di ogni *plot* di *M. galloprovincialis* sono stati posti separatamente dentro dei sacchetti di plastica e poi all'interno di un secchio, per facilitarne il trasporto. Concluso il prelievo si procedeva a una ulteriore raccolta fotografica, sempre con l'ausilio del quadrato.

Anche per tutti i campionamenti del Sito B e C sono stati raccolti tutti i ricci presenti nei *plot* e adagiati in un secchio (Fig. 3.17). I ricci di ogni *plot* venivano separati dagli altri per mezzo di teli mantenuti umidi con acqua di mare (Fig. 3.18) per permettere sia la separazione, sia il mantenimento dell'umidità, così da garantire la vitalità degli echinoidi durante il trasporto in laboratorio. Come per il precedente Sito, le fotografie sono state scattate prima e dopo la raccolta sempre con l'utilizzo del quadrato.



Figura 3.17: Raccolta e posizionamento dei ricci all'interno del secchio



Figura 3.18: Ricci trasportati in laboratorio

I campioni sono stati poi immediatamente trasportati presso i laboratori del DiSVA (UNIVPM) e stoccati a 4° C, fino alle analisi.

Come variabili di risposta, sono state considerate: l'abbondanza, lunghezza e peso dei mitili; abbondanza, diametro, peso delle gonadi e indice gonadosomatico dei ricci.

3.6. Analisi in laboratorio

Le analisi di laboratorio sono state sempre effettuate entro 1-2 giorni dal campionamento per evitare la degradazione dei ricci e mitili.

In laboratorio i mitili sono stati accuratamente puliti dai cirripedi e altri organismi presenti sulle valve, misurata la lunghezza (dalla cerniera fino all'estremità superiore delle valve) per mezzo di un calibro e rilevato il peso umido con le valve tramite la bilancia tecnica.

Invece, i ricci sono stati accuratamente sistemati su carta assorbente per eliminare l'eccesso di acqua. Successivamente è stato misurato il loro diametro (escludendo gli aculei) mediante l'utilizzo di un calibro e registrato il peso umido dell'animale tramite una bilancia tecnica (Fig. 3.19). Successivamente gli individui sono stati aperti mediante l'asportazione della lanterna di Aristotele (Fig. 3.20) e puliti in un recipiente precedentemente preparato contenente acqua di mare (raccolta e stoccata in bidoni mantenuti al buio per evitare la proliferazione di fitoplancton e zooplancton) per eliminare eventuali residui e agevolare il prelievo delle gonadi, anch'esse pesate con la bilancia tecnica per rilevarne il peso umido (Fig. 3.21). Per esemplari giovanili di dimensioni ridotte non è stato possibile asportare le gonadi.

Il peso umido del riccio e delle gonadi sono stati utilizzati per calcolare l'indice gonadosomatico (IGS) con la seguente formula:

$$IGS = \frac{\text{Peso umido gonade}}{\text{Peso umido individuo}} * 100$$

In questo studio si è deciso di utilizzare i pesi umidi e non quelli secchi perché più facili da ottenere, sia per tempistiche che per strumentazione ed è ampiamente

dimostrato che l'indice gonadosomatico calcolato con i pesi umidi offra un'approssimazione migliore del rendimento gonadico (Barbaglio et al., 2007).



Figura 3.19: Rilevamento del peso umido di *P. lividus*



Figura 3.20: Gonadi di *P. lividus*



Figura 3.21: Rilevamento del peso umido delle gonadi di *P. lividus*

3.7 Trattamento dati e analisi statistiche

Per il Sito A, per le variabili relative ai mitili (abbondanza, lunghezza e peso) è stato testato il fattore combinato “trattamento x tempo” (fisso con 3 livelli: rampino T0, manuale T0 e manuale T1).

Per le variabili relative a ricci (abbondanza, diametro, peso delle gonadi, indice gonadosomatico) dei Siti B e C (*full barren* e *mix barren*, rispettivamente), il disegno sperimentale ha considerato 2 fattori come fonte di variabilità: “trattamento” (fattore fisso, con 2 livelli: presenza e assenza di strutture con reclute di *G. barbata*) e “tempo” (fisso, 7 livelli, corrispondenti ai 7 tempi di campionamento).

I disegni sperimentali sono stati applicati ad analisi permutazionali della varianza (PERMANOVA), in contesto univariato e basati su distanza euclidea. Quando sono state osservate differenze significative, sono stati eseguiti test *pair-wise* per stabilire tra quali livelli erano presenti differenze significative.

Tutte le analisi statistiche sono state eseguite con il pacchetto software PRIMER7.

4. Risultati

4.1. Pesca di mitili selettiva e con rampino

La lunghezza dei mitili nei *plot* dove è stata effettuata la raccolta selettiva era simile tra luglio e settembre e significativamente maggiore rispetto a quella dei mitili raccolti con il rampino (PERMANOVA e pair wise, $p < 0.05$; Figura 4.1; Tabella 4.1A-B).

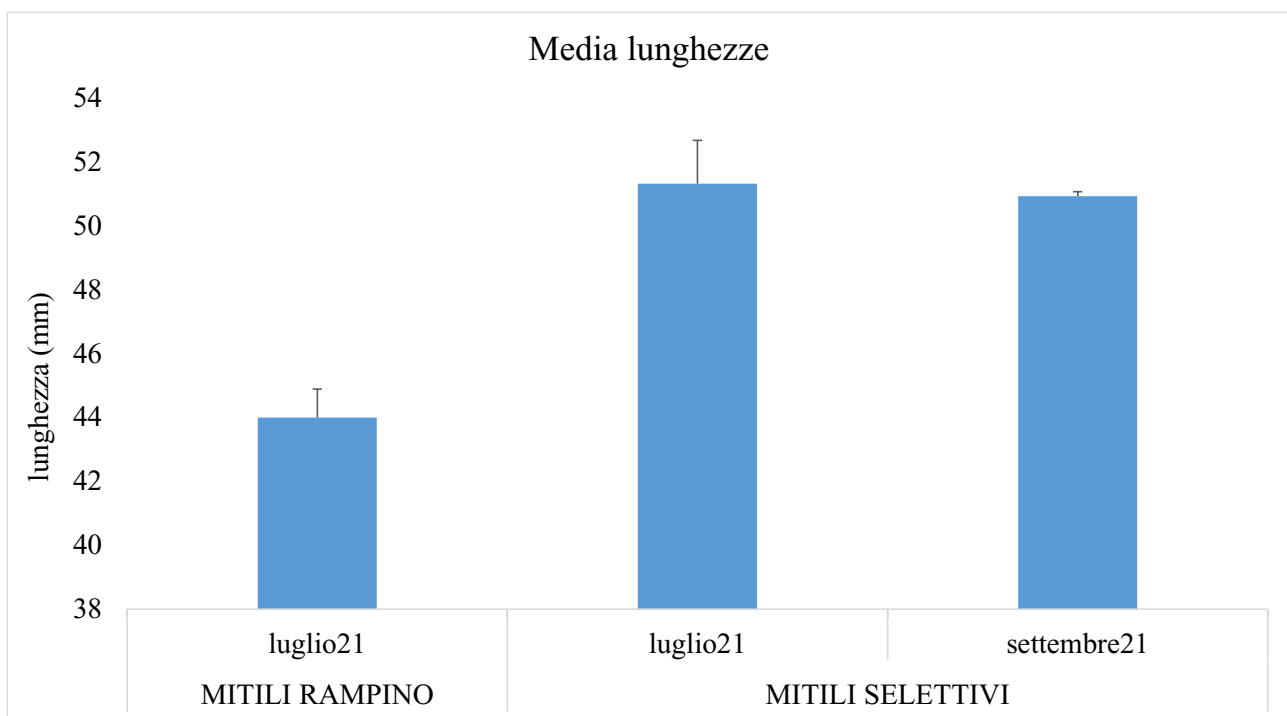


Figura 4.1: Lunghezza dei mitili raccolti selettivamente e con il rampino, nei mesi di luglio e settembre.

Tabella 4.1. PERMANOVA condotta sulla lunghezza dei mitili nel Sito A in relazione al tipo di trattamento e al tempo. Source = variability source, df = degree of freedom, MS = means of square, F = statistic F, P = P level (analogamente a tutte le tabelle successive). Analisi pair wise (B) condotta sulla lunghezza dei mitili Nel Sito A in relazione al "trattamento". Perms = numero di permutazioni, P (MC) = P level Monte Carlo (analogamente a tutte le tabelle successive).

A) Source	df	MS	F	P
trattamento	2	1528.10	29.47	0.001
Residui	289	51.85		
Totale	291			

B) Groups	t	P	Perms	P(MC)
RAMPINO luglio21, SELETTIVI luglio21	5.72	0.001	970	0.001
RAMPINO luglio21, SELETTIVI settembre21	5.46	0.001	965	0.001
SELETTIVI luglio21, SELETTIVI settembre21	0.05	0.961	920	0.974

Il peso totale risultava significativamente più elevato nei *plot* in cui i mitili sono stati raccolti selettivamente, ed inoltre, in questi *plot*, il peso risultava maggiore a luglio rispetto che a settembre (PERMANOVA, $p < 0.05$; Figura 4.2; Tabella 4.2).

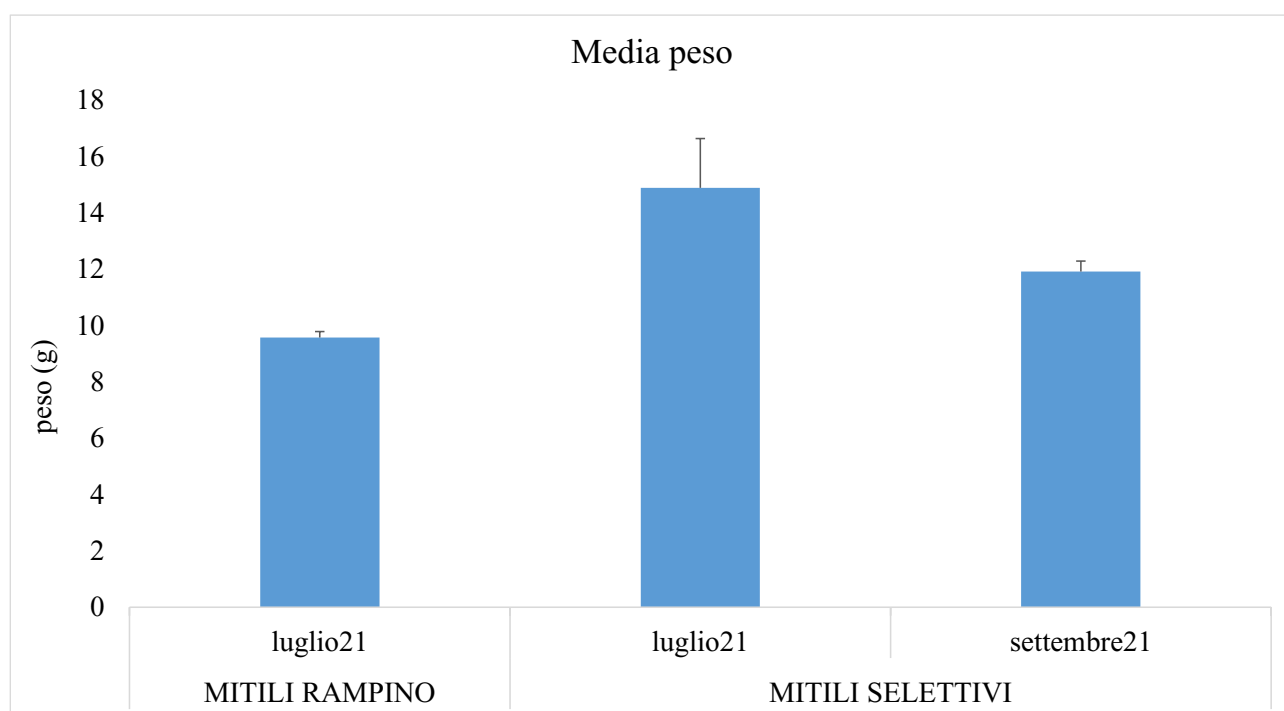


Figura 4.2: media dei pesi totali (umido) dei mitili in g nel campionamento di raccolta totale e nei due campionamenti dei *plot* di raccolta selettiva

Tabella 4.2. PERMANOVA condotta sul peso dei mitili nel Sito A in relazione al tipo di trattamento e al tempo. Analisi pair wise (B) condotta sul peso dei mitili nel Sito A in relazione al "trattamento".

A) Source	df	MS	F	P
Trattamento-tempo	2	516.12	20.742	0.001
Residui	289	24.88		

B) Groups	t	P	perms	P(MC)
RAMPINO luglio21, SELETTIVI luglio21	5.90	0.001	952	0.001
RAMPINO luglio21, SELETTIVI settembre21	3.04	0.007	954	0.002
SELETTIVI luglio21, SELETTIVI settembre21	2.46	0.012	950	0.017

Dal 7 al 13 ottobre 2021 una forte mareggiata ha strappato via i mitili dalla parete. Il monitoraggio è proseguito per verificare la variazione dell'assemblage nel tempo.

La Figura 4.3 mostra la colonizzazione dei ricci all'interno dei *plot* del Sito A (dominato dai mitili) in seguito alla rimozione selettiva (manuale) e totale (con rampino) fino a metà settembre, e la successiva colonizzazione dopo la mareggiata di inizio ottobre dopo la quale sono stati considerati *plot* random. Osserviamo una decrescita tra luglio e settembre e un incremento successivo da ottobre a maggio.

Le analisi statistiche indicano variazioni statisticamente significative del numero di ricci nel tempo (Tabella 4.3) con un massimo di colonizzazione a maggio con 18 ind. m².

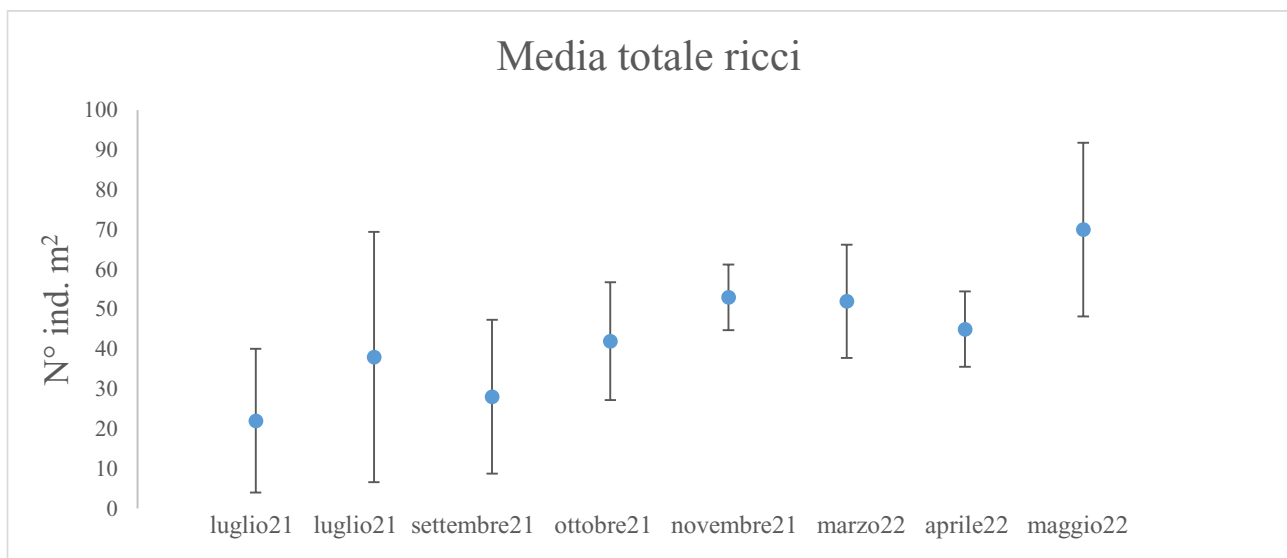


Figura 4.3: media dell'abbondanza dei ricci all'interno del Sito A

Tabella 4.3. PERMANOVA condotta sull'abbondanza dei ricci nel Sito A in relazione al tempo.

Source	df	MS	F	P
Tempo	7	57.20	2.67	0.044
Residui	24	21.40		
Totale	31			

Di seguito sono riportate le immagini relative ad alcuni tempi di monitoraggio successivi (Fig. 4.4 A, B, C, D). La successione evidenzia il cambiamento avvenuto nell'arco del periodo di studio nel Sito A. All'inizio (A) avevano una situazione di quasi totale ricoprimento del substrato dei mitili, successivamente (B) i mitili sono stati ricoperti dalla mucillagine dovuta a *Ostreopsis ovata* (identificata dal laboratorio di algologia e botanica marina del DiSVA); in seguito alla tempesta (C) abbiamo una situazione di *barren* con inizio della colonizzazione dei ricci; infine (D) osserviamo come il *plot* inizia a essere ricoperto da alghe verdi del genere *Ulva* in associazione con i ricci.

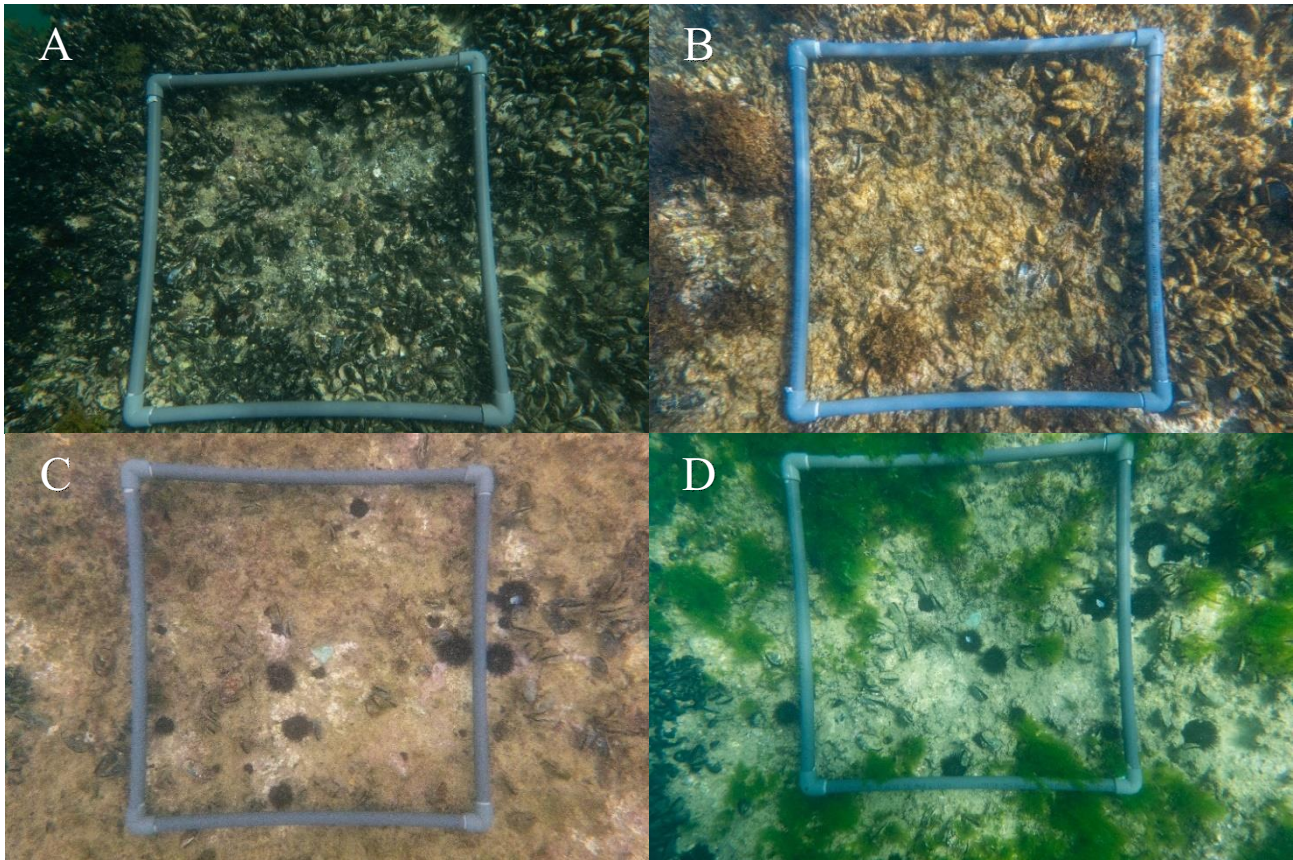


Figura: 4.4: Successione di un plot del Sito A durante il periodo di studio (analogo a tutti gli altri plot)

4.2. Trapianto di *Gongolaria barbata* nel *full barren*

Nel Sito B caratterizzato da una situazione di *full barren*, la *G. barbata* trapiantata è durata solamente fino a settembre 2021, dopodiché è scomparsa, a causa del *grazing*. Il monitoraggio è comunque continuato per analizzare abbondanza e variabili dei ricci, anche in presenza di una struttura artificiale che possa mimare un intervento di trapianto o restauro (che potrebbe causare effetto rifugio per i ricci). In questo sito, l'abbondanza media dei ricci su m^2 è massimo a settembre nei *plot* con la struttura di *G. barbata* con valori 132.00 ± 33.90 ind. m^2 e minimo a ottobre sempre dove era presenta la struttura con 32.00 ± 5.70 ind. m^2 .

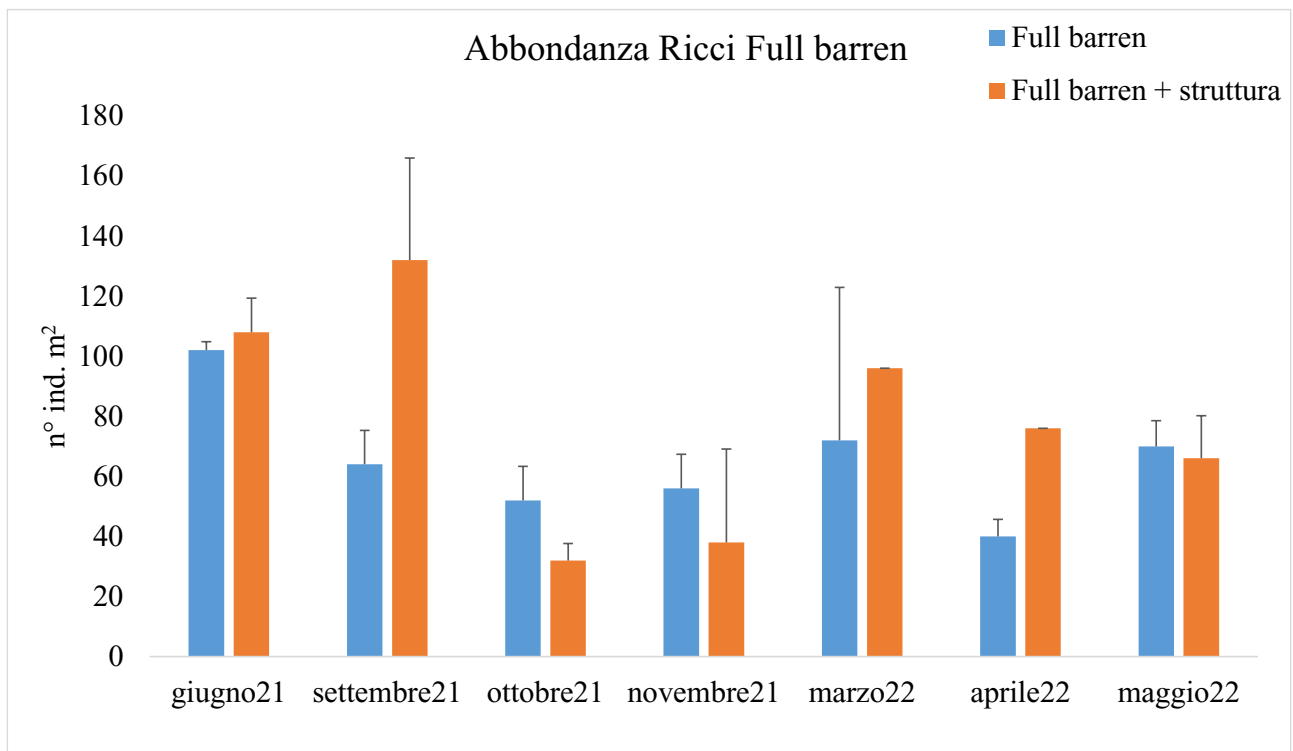


Figura 4.5 Abbondanze dei ricci nel full barren (Sito B) nel tempo

L'analisi statistica ha rilevato variazioni significative delle abbondanze dei ricci nel tempo ($P < 0.05$) ma non tra trattamenti (P ns; Tabella 4.4A).

I test *pair wise* (condotta sul fattore trattamento x tempo) non hanno mostrato variazioni statisticamente significative tra i *plot full barren* e *full barren + struttura*, eccetto che ad aprile, in cui il valore era più elevato nel *full barren + struttura* (Tabella 4.4B).

Tabella 4.4. PERMANOVA (A) condotta sull'abbondanza dei ricci nel Sito B in relazione al tipo di trattamento e al tempo. Analisi *pair wise* (B) condotta sull'abbondanza dei ricci Nel Sito B in relazione al fattore "tempo".

A) Source	df	MS	F	P
trattamento	1	61.63	2.33	0.161
tempo	7	129.69	4.91	0.006
trattamento x tempo	6	63.81	2.41	0.090
residui	13	26.42		

B) Within level “aprile22” of factor “tempo”

Groups	t	P	perms	P(MC)
<i>full barren, full barren + struttura</i>	9	0.342	2	0.015

Il valore massimo del diametro medio dei ricci è stato riscontrato nei *plot* con struttura con valori di 29.50 ± 0.70 mm a giugno e il minimo a marzo nel *plot* senza struttura pari a 18.8 ± 1.10 mm (Figura 4.5).

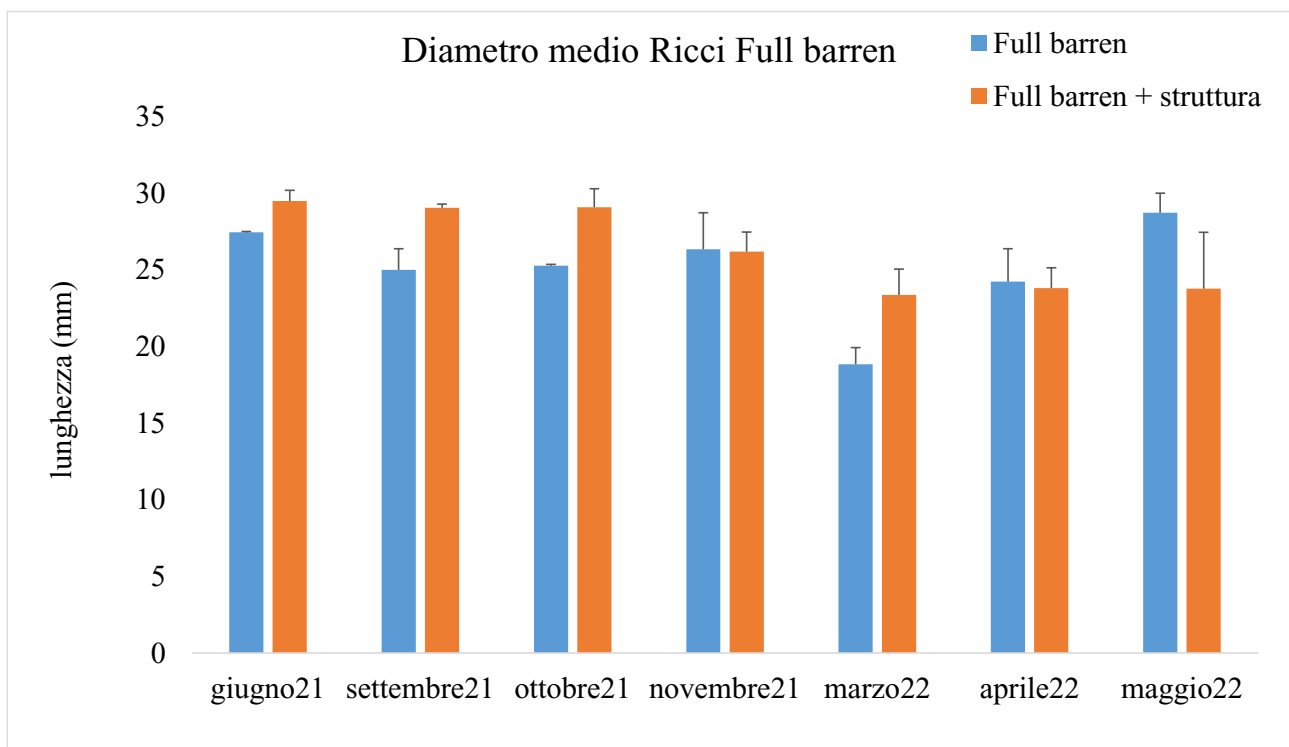


Figura 4.6: media dei diametri in mm dei ricci nel full barren (Sito B) nel tempo

La PERMNOVA ha evidenziato variazioni statisticamente significative del diametro dei ricci nel tempo e trattamento x tempo (Tabella 4.5A). Il *pair wise* condotto sul fattore trattamento x tempo (Tabella 4.5B) ha mostrato differenze statisticamente significative nei mesi di settembre, marzo e maggio, tra *plot* senza struttura e con struttura. A settembre 2021 e marzo 2022 le dimensioni maggiori sono state registrate

dove erano presenti le strutture. Mentre a maggio 2022 il valore maggiore era nei *plot* senza struttura.

Tabella 4.5. PERMANOVA (A) condotta sul diametro dei ricci nel Sito B in relazione al tipo di trattamento e al tempo. Analisi pair wise (B) condotta sulla lunghezza dei ricci nel Sito B in relazione al fattore “tempo”.

A) Source	df	MS	F	P
trattamento	1	240.30	4.89	0.032
tempo	6	537.90	10.94	0.001
trattamento x tempo	6	177.55	3.61	0.003
residui	488	49.16		
totale	501			

B) Within level “settembre21” of factor “tempo”

Groups	t	P(perm)	perms	P(MC)
<i>full barren, full barren + struttura</i>	3,27	0,002	947	0,004
Within level 'marzo22' of factor 'tempo'				
Groups	t	P(perm)	perms	P(MC)
<i>full barren, full barren + struttura</i>	2,67	0,006	722	0,011
Within level 'maggio22' of factor 'tempo'				
Groups	t	P(perm)	perms	P(MC)
<i>full barren, full barren + struttura</i>	2,40	0,022	666	0,018

La media del peso delle gonadi mostra una crescita tra giugno e settembre nei *plot* con struttura. Tra settembre e ottobre osserviamo un rapido calo con una nuova crescita del mese di marzo per poi rimanere stabile ad aprile e maggio. Il valore massimo di 0.94 ± 0.04 g è stato registrato a maggio in un *plot* senza struttura e il minimo con un valore di 0.12 ± 0.01 g a novembre sempre dove presente la struttura (Figura 4.6).

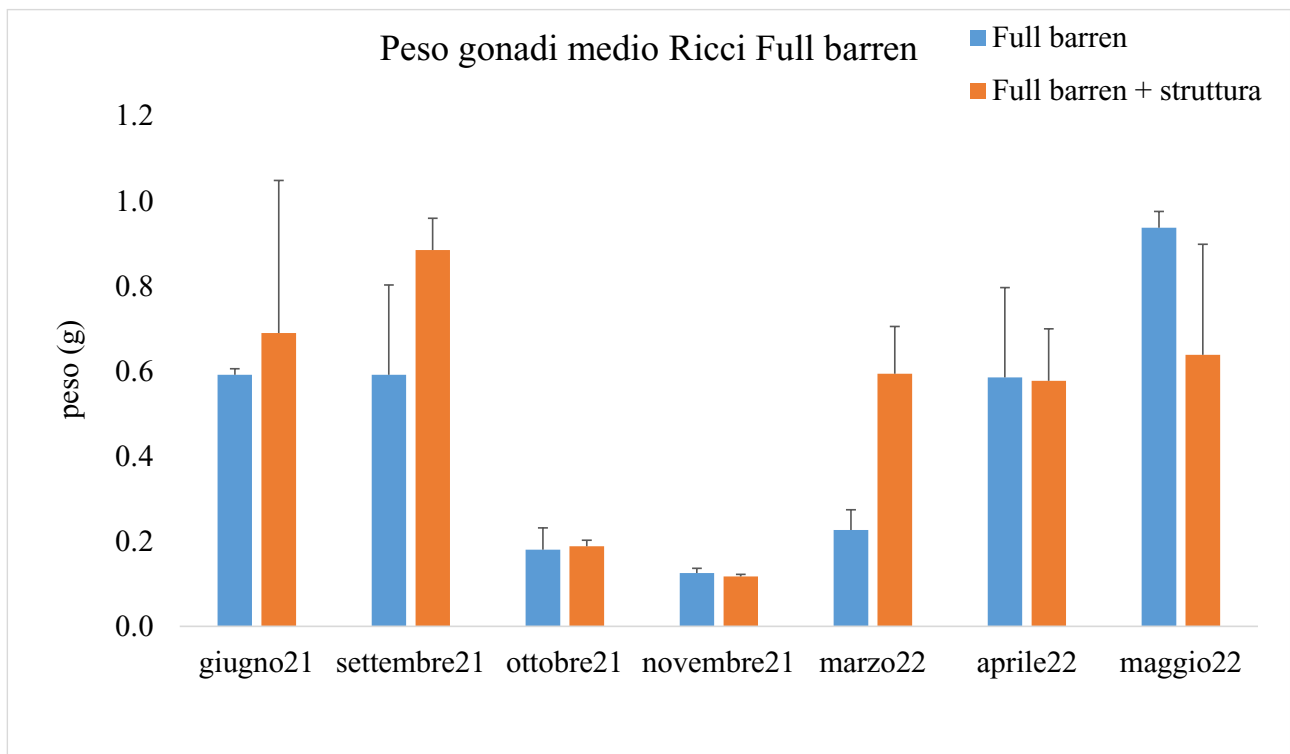


Figura 4.7: media dei pesi delle gonadi in g dei ricci nel full Barren (Sito B) nel tempo

L'analisi statistica ha rilevato variazioni significative del peso delle gonadi dei ricci nel tempo ($P < 0.05$; Tabella 4.6A) ma non tra *plot* con differente trattamento. Il *pair wise* condotto sul tempo ha mostrato variazioni statisticamente significative solamente nel mese di marzo 2022, il peso medio era più elevato dove erano presenti le strutture (Tabella 4.6 B).

Tabella 4.6. PERMANOVA (A) condotta sul peso delle gonadi dei ricci nel Sito B in relazione al tipo di trattamento e al tempo. Analisi pair wise (B) Condotta sul peso medio dei ricci nel Sito B in relazione al fattore “tempo”.

A) Source	df	MS	F	P
trattamento	1	0.13	0.30	0.580
tempo	6	4.29	10.05	0.001
trattamento x tempo	6	0.57	1.34	0.223
residui	471	0.43		

B) Within level “marzo22” of factor “tempo”

Groups	t	P	perms	P(MC)
<i>full barren, full barren + struttura</i>	2.35	0.034	595	0.015

L’indice gonadosomatico (calcolato sul peso umido) nel *full barren* è maggiore nel a giugno e settembre, diminuisce gradualmente in autunno fino a novembre per crescere nuovamente con l’inizio della stagione primaverile. Il massimo dei valori è stato a giugno nel *full barren* con un valore di 10.20 ± 5.50 , e il minimo a novembre con 0.98 ± 0.15 .

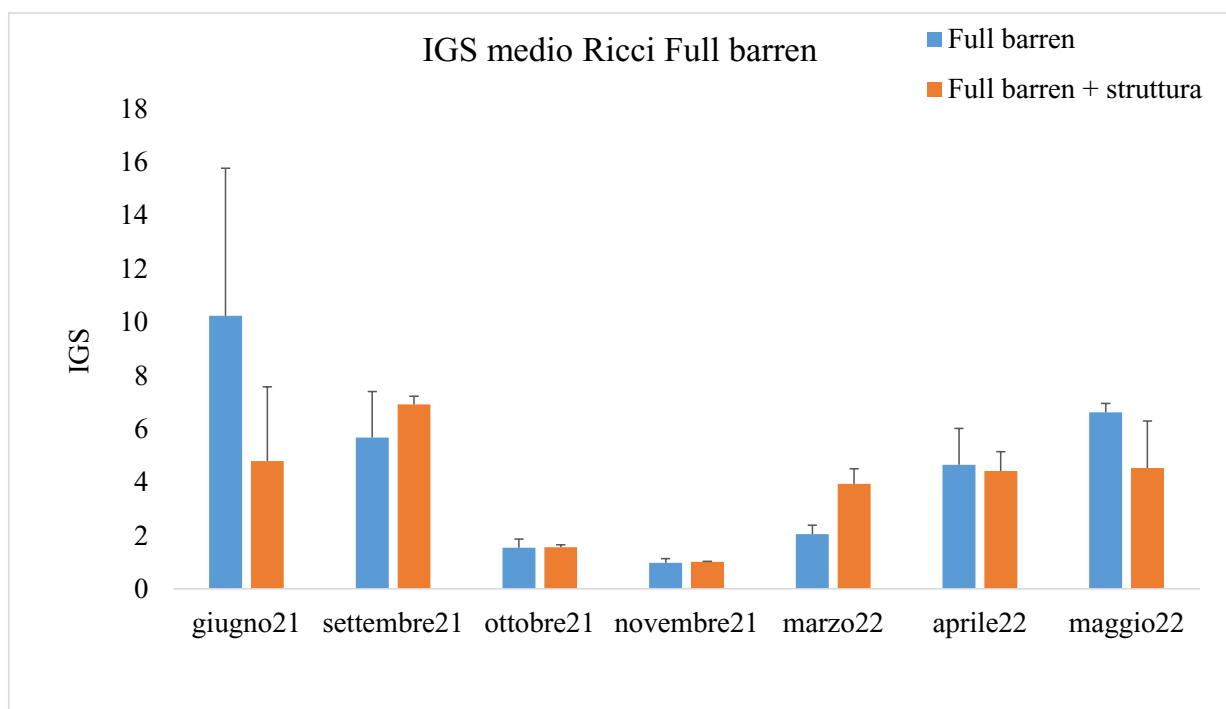


Figura 4.8: IGS dei ricci nel full barren (Sito B) nel tempo

L'analisi statistica ha rilevato variazioni significative del peso delle gonadi dei ricci nel tempo ($P < 0.05$) e trattamento x tempo ($P < 0.05$) (PERMANOVA, Tabella 4.7A). Il *pair wise* condotto sul trattamento (Tabella 4.7B) ha mostrato variazioni statisticamente significative nei *plot* del *full barren* tra il mese di giugno (con valore notevolmente superiore) e i mesi di ottobre, novembre e marzo. Tra settembre (con valore maggiore) e i campionamenti di ottobre, novembre e marzo. Lo stesso vale per i campionamenti di ottobre, novembre e marzo (con IGS inferiori) tutti confrontati rispettivamente con aprile e maggio.

Il *pair wise* (Tabella 4.7C) condotto sul trattamento ha mostrato variazioni statisticamente significative nei *plot* del *full barren* + struttura tra settembre e tutti i campionamenti risultando sempre superiore. Tra ottobre e i mesi di aprile e maggio con valori superiori. Novembre con giugno, marzo, aprile e maggio risultando sempre inferiore. Ottobre è statisticamente significativo rispetto a giugno, aprile e maggio sempre inferiore anche in questo caso. Infine, tra marzo e maggio con valori medi superiori di quest'ultimo.

Tabella 4.7. PERMANOVA (A) condotta sull'IGS dei ricci nel Sito B in relazione al tipo di trattamento e al tempo. Analisi *pair wise* (B) e (C) condotte sull'IGS dei ricci nel Sito B in relazione al fattore "trattamento".

A) Source	df	MS	F	P
trattamento	1	26.79	1.35	0.232
tempo	6	309.23	15.62	0.001
trattamento x tempo	6	43.57	2.20	0.044
residui	471	19.80		

B) Within level “*full barren*” of factor “trattamento”

Groups	t	P	perms	P(MC)
giugno21, ottobre21	2,92	0,001	999	0,005
giugno21, novembre21	3,38	0,001	997	0,002
giugno21, marzo22	3,19	0,002	997	0,003
settembre21, ottobre21	4,38	0,001	999	0,001
settembre21, novembre21	5,45	0,001	997	0,001
settembre21, marzo22	4,31	0,001	999	0,001
ottobre21, aprile22	3,54	0,003	998	0,002
ottobre21, maggio22	6,54	0,001	999	0,001
novembre21, aprile22	4,96	0,001	997	0,001
novembre21, maggio22	8,16	0,001	998	0,001
marzo22, aprile22	3,00	0,003	997	0,006
marzo22, maggio22	6,19	0,001	997	0,001

C) Within level “*full barren + struttura*” of factor “trattamento”

Groups	t	P	perms	P(MC)
giugno21, settembre21	2,70	0,01	999	0,009
giugno21, ottobre21	2,26	0,026	995	0,025
giugno21, novembre21	3,05	0,002	996	0,005
settembre21, ottobre21	5,83	0,001	996	0,001
settembre21, novembre21	7,24	0,001	998	0,001
settembre21, marzo22	5,90	0,001	999	0,001
settembre21, aprile22	3,60	0,001	997	0,001
settembre21, maggio22	2,40	0,019	996	0,012
ottobre21, aprile22	2,34	0,022	996	0,021
ottobre21, maggio22	2,91	0,006	997	0,009
novembre21, marzo22	2,93	0,005	997	0,004
novembre21, aprile22	3,29	0,002	996	0,003
novembre21, maggio22	3,88	0,002	999	0,001
marzo22, maggio22	2,16	0,041	999	0,033

4.3. Trapianto di *Gongolaria barbata* nel *mix barren*

L'abbondanza nei *plot* del *mix barren* mostra una decrescita dell'abbondanza dei ricci da luglio a ottobre per aumentare gradualmente a novembre e marzo, con un drastico calo a maggio. Il *mix barren* + struttura prima della perdita delle strutture ha valore più elevato a luglio rispetto a settembre e in entrambi i campionamenti con valori inferiori rispetto al *mix barren*. È possibile osservare un picco d'abbondanza a giugno con 56.00 ± 0.00 ind. m^2 nel *mix barren* e il minimo a maggio dove presente la struttura con 2.00 ± 2.31 ind. m^2 (Figura 4.9).

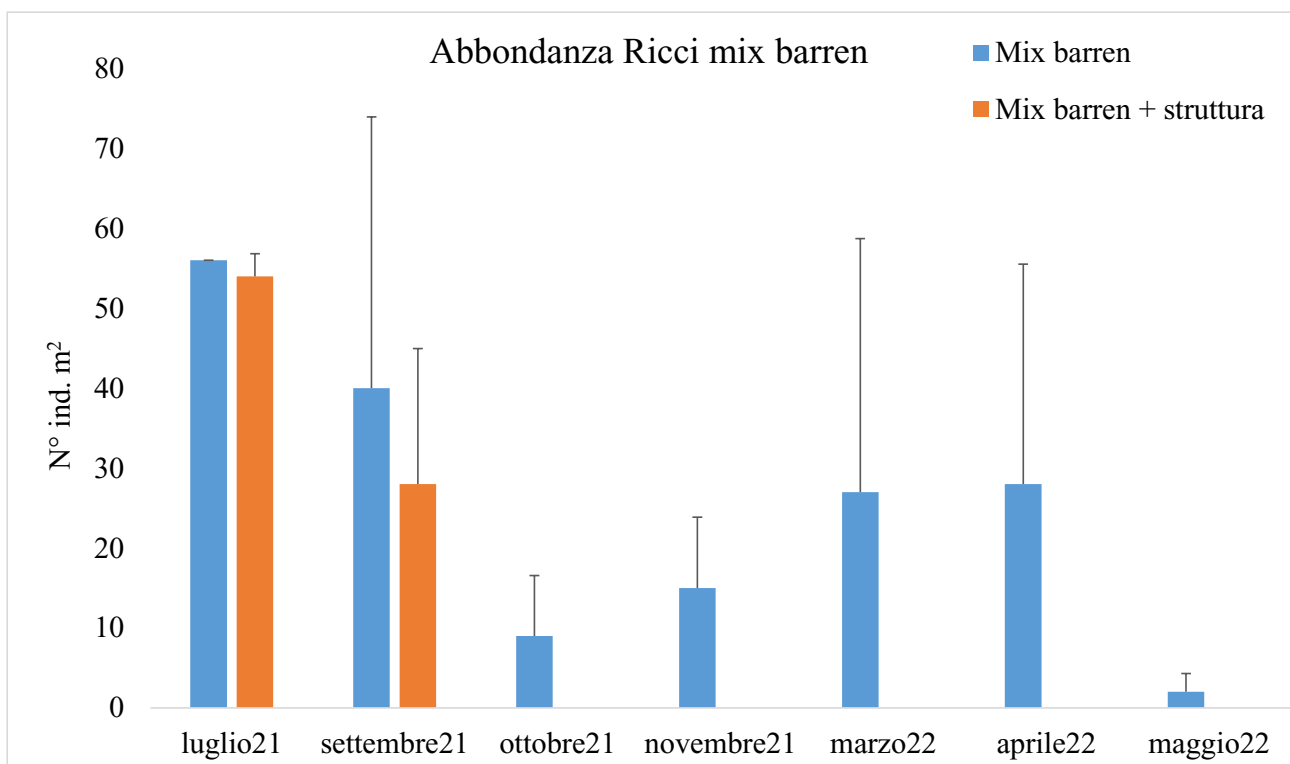


Figura 4.9: media delle abbondanze su m^2 dei ricci nel full barren (Sito C) nel tempo

L'analisi statistica non mostra differenze significative per le variabili tempo e trattamento (PERMANOVA; $P > 0.05$; Tabella 4.9A). Il *pair wise* mostra due differenze significative per il termine trattamento, tra luglio e ottobre con valore maggiore a luglio; tra luglio e novembre con valore maggiore a luglio (Tabella 4.9B).

Tabella 4.9. PERMANOVA (A) condotta sull'abbondanza dei ricci nel Sito C in relazione al tipo di trattamento e al tempo. Analisi pair wise (B) Condotta sull'abbondanza dei ricci nel Sito C in relazione al "trattamento".

A) Source	df	MS	F	P
trattamento	1	6.12	0.26	0.609
tempo	6	65.58	2.78	0.038
trattamento x tempo	1	3.12	0.13	0.709
residui	19	23.57		
totale	27			

B) Within level " <i>mix barren</i> " of factor "trattamento"	t	P	perms	P(MC)
luglio21, ottobre21	8.28	0.072	8	0.003
luglio21, novembre21	6.16	0.073	11	0.004

I valori del diametro medio sono simili da giugno a novembre e decrescono dal mese di marzo. La lunghezza maggiore è stata registrata a luglio con valori di 33.66 ± 0.96 mm nel *mix barren* + struttura e più bassi ad aprile nel *mix barren* con 21.97 ± 4.98 mm (Figura 4.10).

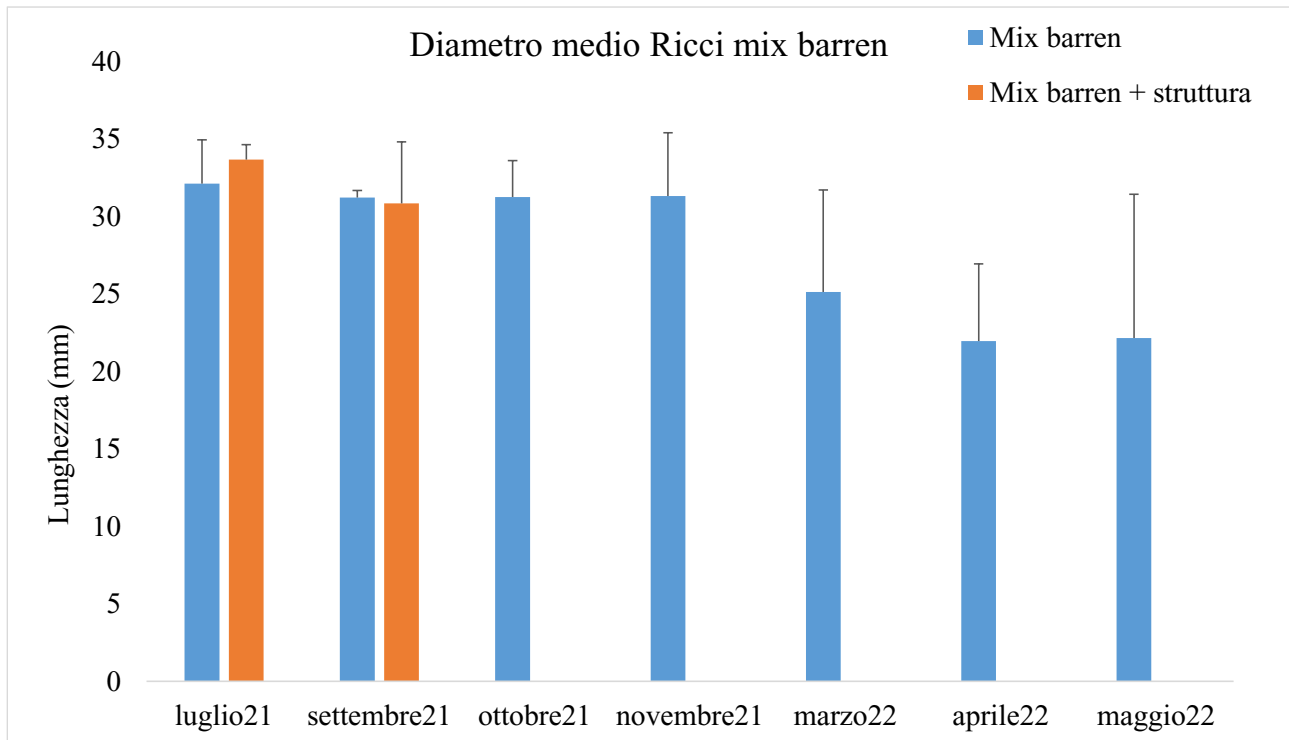


Figura 4.10: media dei diametri in mm dei ricci nel full barren (Sito C) nel tempo

L'analisi statistica mostra differenze statisticamente significative per la variabile tempo (PERMANOVA, $P < 0.05$; Tabella 4.10A). I test *pair wise* specifica che le differenze significative sono nel *mix barren*, tra aprile e i mesi di luglio, novembre e marzo. In tutti i confronti il diametro medio di aprile mostrava valori inferiori (Tabella 4.10B).

Tabella 4.10. PERMANOVA (A) condotta sul diametro dei ricci nel Sito C in relazione al tipo di trattamento e al tempo. Analisi *pair wise* (B) condotta sull'abbondanza dei ricci nel Sito C in relazione al "trattamento".

A) Source	df	MS	F	P
trattamento	1	34.128	0.47644	0.486
tempo	6	340.26	4.7501	0.001
trattamento x tempo	1	1.0721	0.014968	0.881
residui	163	71.631		

B) Within level “*mix barren*” of factor “trattamento”

Groups	t	P	perms	P(MC)
luglio21, aprile22	4.63	0.001	915	0.001
novembre21, aprile22	2.91	0.009	952	0.008
marzo22, aprile22	3.90	0.001	706	0.001

Il peso medio delle gonadi era massimo a settembre nel *mix barren* con valori di 2.08 ± 0.37 g e un minimo a ottobre nel *mix barren* + struttura con 0.34 ± 0.09 g. In generale si osserva una diminuzione da settembre a ottobre per riprendere a crescere a novembre ad aprile. Valori molto bassi sono stati registrati a maggio (Figura 4.11).

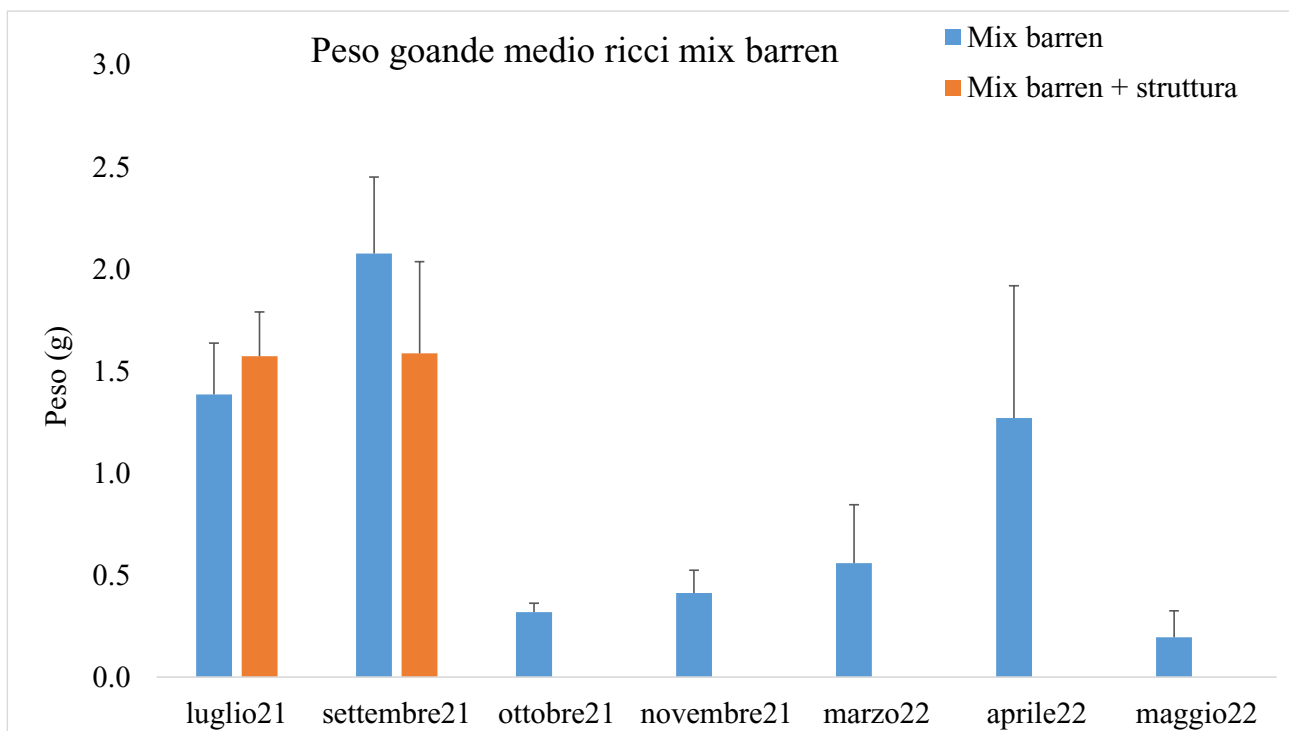


Figura 4.11: media dei pesi in g dei ricci nel mix Barren (Sito C) nel tempo

L'analisi statistica mostra differenze statisticamente significative per la variabile tempo (PERMANOVA, $P < 0.05$; Tabella 4.11). Il Il *pair wise* condotto sull'incrocio trattamento x tempo ha mostrato variazioni statisticamente significative del peso delle gonadi tra luglio e i mesi di ottobre, novembre, marzo e aprile risultando superiore ad ogni confronto. Lo stesso vale per il confronto tra settembre e i mesi di marzo e aprile. Un ulteriore differenza significativa la osserviamo tra i valori medi di novembre e marzo.

Tabella 4. 11. PERMANOVA (A) condotta sul peso delle gonadi dei ricci nel Sito C in relazione al tipo di trattamento e al tempo. Analisi pair wise (B) condotta sul peso medio delle gonadi dei ricci nel Sito C in relazione al "trattamento".

A) Source	df	MS	F	P
trattamento	1	0.06	0.05	0.803
tempo	6	5.49	4.87	0.002
trattamento x tempo	1	0.33	0.29	0.578
residui	163	1.13		

B) Within level "*mix barren*" of factor "trattamento"

Groups	t	P	perms	P(MC)
luglio21, ottobre21	2.38	0.030	683	0.030
luglio21, novembre21	3.14	0.003	694	0.003
luglio21, marzo22	2.18	0.033	735	0.033
luglio21, aprile22	2.51	0.013	601	0.014
settembre21, ottobre21	3.19	0.002	684	0.005
settembre21, novembre21	4.21	0.001	700	0.002
settembre21, marzo22	3.50	0.001	718	0.001
settembre21, aprile22	3.63	0.002	743	0.001
novembre21, marzo22	2.24	0.024	538	0.028

L'indice gonadosomatico nel *mix barren* aumenta tra luglio e settembre per diminuire a ottobre e successivamente crescere gradualmente fino ad aprile. Abbiamo un

massimo nel *mix barren* con valore 10.37 ± 0.72 g a settembre e un minimo a maggio pari a $0,24 \pm 1,65$ g (Figura 4.12).

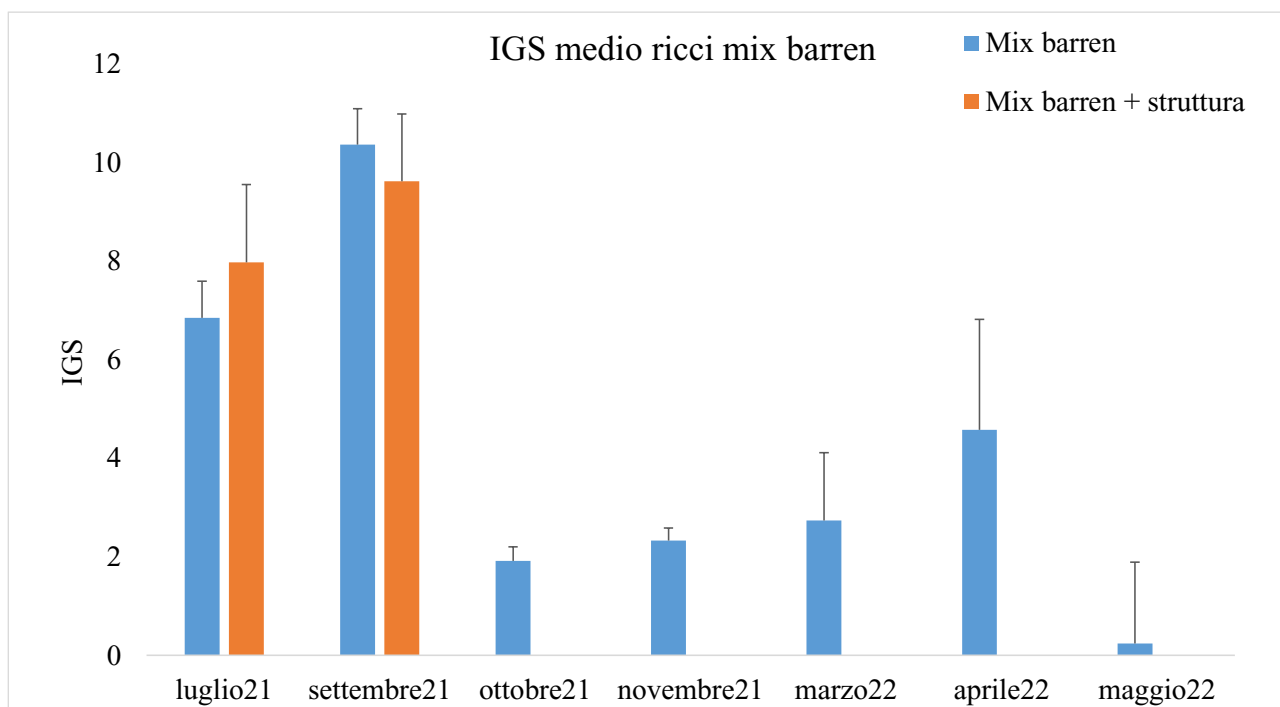


Figura 4.12: media dell'IGS dei ricci nel full barren (Sito C) nel tempo

L'analisi statistica conferma, come per il peso medio delle gonadi, differenze statisticamente significative per la variabile tempo (PERMANOVA, $P < 0.05$; Tabella 4.12)). Il *pair wise* condotto sull'incrocio trattamento x tempo ha mostrato variazioni statisticamente significative dell'indice gonadosomatico nel *mix barren* tra luglio e i mesi di settembre, ottobre, novembre, marzo e aprile risultando inferiore solo nel confronto con settembre. Invece il confronto tra settembre e i mesi di ottobre, novembre, marzo e aprile, settembre mostrava valori significativamente più elevati.

Tabella 4.12. PERMANOVA (A) condotta sull'IGS dei ricci nel Sito C in relazione al tipo di trattamento e al tempo. Analisi pair wise (B) condotta sull'IGS dei ricci nel Sito C in relazione al "trattamento".

A) Source	df	MS	F	P
trattamento	1	1.12	0.06	0.784
tempo	6	166.09	9.13	0.001
trattamento x tempo	1	14.17	0.78	0.372
residui	163	18,191		

B) Within level "*mix barren*" of factor "trattamento"

Groups	t	P	perms	P(MC)
luglio21, settembre21	2.86	0.004	999	0.009
luglio21, ottobre21	2.97	0.006	998	0.008
luglio21, novembre21	3.41	0.002	994	0.002
luglio21, marzo22	2.81	0.004	998	0.005
luglio21, aprile22	1.99	0.048	996	0.053
settembre21, ottobre21	5.53	0.001	997	0.001
settembre21, novembre21	6.52	0.001	997	0.001
settembre21, marzo22	6.41	0.001	999	0.001
settembre21, aprile22	4.58	0.001	998	0.001

4.4 Confronto tra le popolazioni di ricci nel *full barren* e *mix barren*

Le abbondanze del *full barren* e *mix barren* seguono lo stesso andamento nel corso dei mesi, con una tendenza a diminuire da giugno a ottobre e risalire a novembre e marzo. Generalmente le abbondanze dei ricci erano sempre maggiori nel *full barren*. L'abbondanza più elevata è stata ritrovata a giugno nel *full barren* con 105.00 ± 7.57 ind m⁻², invece, la minima a maggio nel *mix barren* con 2.00 ± 2.31 ind m⁻² (Figura 4.13).

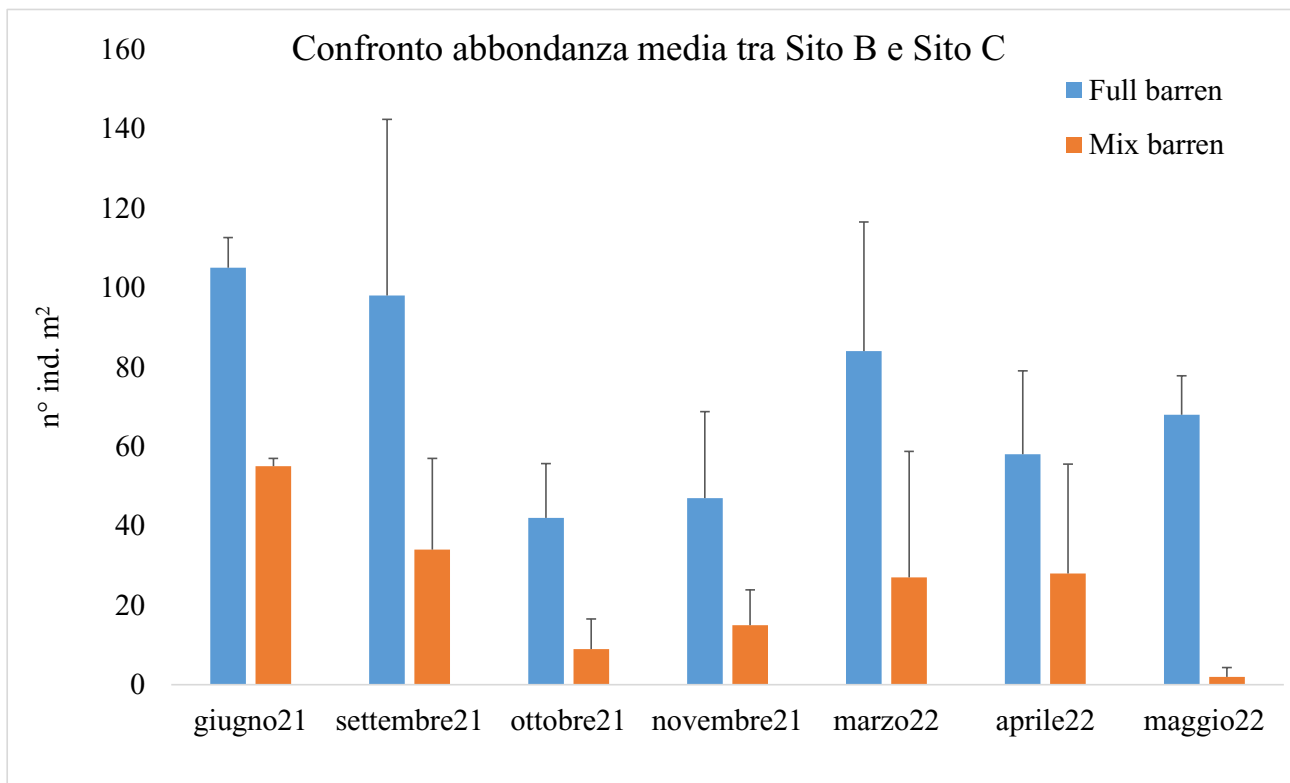


Figura 4.13: Confronto della media dell'abbondanza su m² dei ricci tra il full barren e il mix barren nel tempo

L'analisi statistica mostra differenze statisticamente significative per la variabile tempo e tipo Sito x tempo (PERMANOVA, $P < 0.05$; Tabella 4.12A). Il *pair wise* sul fattore tempo ha evidenziato variazioni significative del numero di individui tra il *full barren* e *mix barren* a ottobre e maggio con una densità maggiore nel Sito B per entrambi i confronti (Tabella 4.12B). Il *pair wise* sul tipo di Sito mostra differenze significative nel *full barren* con l'abbondanza superiore del mese di giugno con le abbondanze dei mesi di ottobre, novembre, aprile e maggio. Nel *mix barren* anche in questo caso con l'abbondanza maggiore di luglio e le abbondanze inferiori di ottobre, novembre, marzo e maggio (Tabella 4.12C).

Tabella 4.12. PERMANOVA condotta sul confronto dell'abbondanza dei ricci nel Sito B e C in relazione al tipo di Sito e al tempo. Analisi pair wise condotta sul confronto dell'abbondanza dei ricci nel Sito B e C in relazione al "tempo" (B) e "tipo di barren" (C).

A) Source	df	MS	F	P
tipo Sito	1	168	38.28	0.001
tempo	7	2005.80	4.57	0.002
tipo Sito x tempo	5	398.73	0.91	0.513
residui	26	438.87		

B) Within level "ottobre21" of factor "tempo"

Groups	t	P	perms	P(MC)
<i>full barren, mix barren</i>	3.69	0.097	10	0.019

Within level "maggio22" of factor "tempo"

Groups	t	P	perms	P(MC)
<i>full barren, mix barren</i>	11.31	0.106	4	0.001

C) Within level "*full barren*" of factor "*tipo barren*"

Groups	t	P	perms	P(MC)
giugno21, ottobre21	6.99	0.124	10	0.004
giugno21, novembre21	4.36	0.110	10	0.006
giugno21, aprile22	3.64	0.097	10	0.026
giugno21, maggio22	5.17	0.102	10	0.008

Within level "*mix barren*" of factor "*tipo barren*"

	t	P	perms	P(MC)
ottobre21, luglio21	10.17	0.102	10	0.001
novembre21, luglio21	7.62	0.112	10	0.002
marzo22, luglio21	12.12	0.254	4	0.007
maggio22, luglio21	44.17	0.095	4	0.001

Il diametro medio mostra piccole variazioni nei primi 4 campionamento. Nel *mix barren*, i ricci avevano diametro medio maggiore rispetto al *full barren* fino a marzo, mentre ad aprile e giugno si è osservato un andamento opposto. Il diametro massimo è

stato osservato a giugno nel *mix barren* con valore di 32.89 ± 1.30 mm e la minima a marzo nel *full barren* con valore di 21.11 ± 1.54 mm (Figura 4.14).

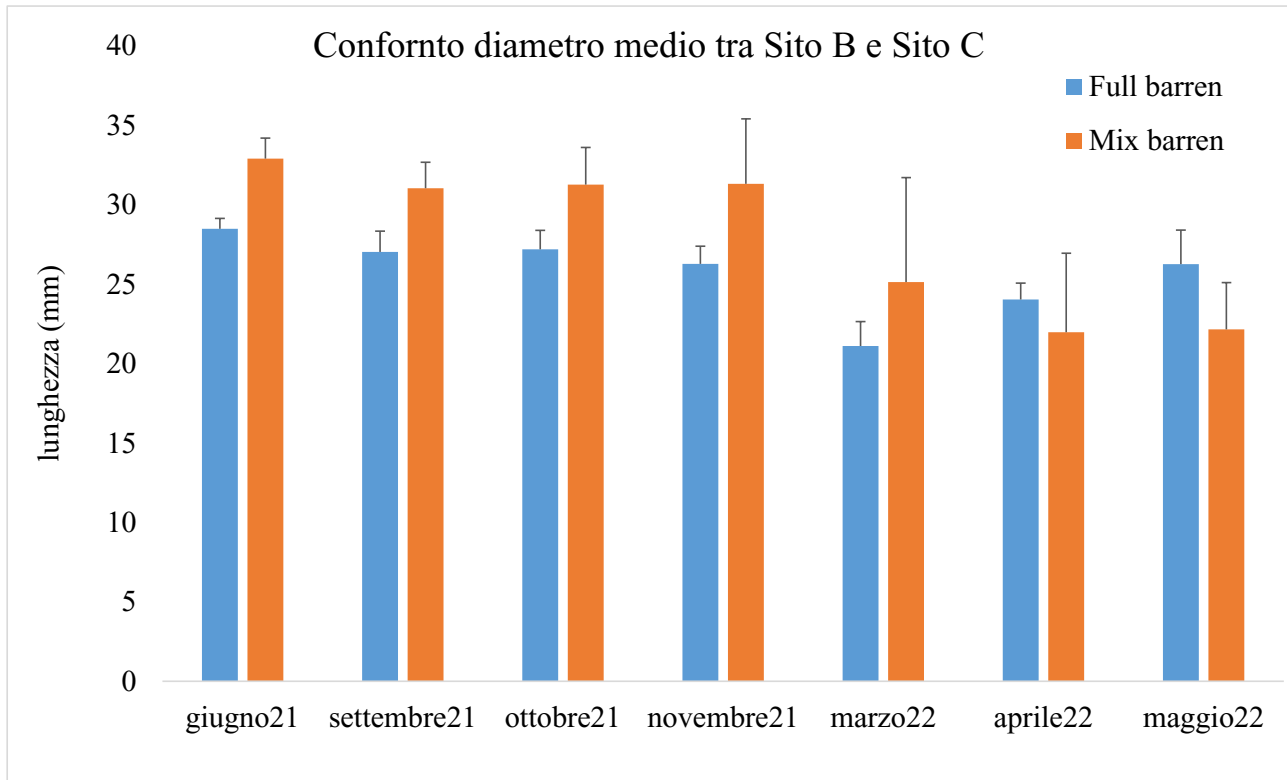


Figura 4.14: Confronto della media dei diametri in mm dei ricci tra il full barren e il mix barren nel tempo

L'analisi statistica mostra differenze statisticamente significative per la variabile tempo e tipo Sito x tempo (PERMANOVA, $P < 0.05$; Tabella 4.14A). Il *pair wise* sul tipo di Sito mostra differenze significative nel *full barren* con il diametro maggiore del mese di giugno rispetto ai diametri dei mesi di novembre, marzo e aprile. Poi differenze tra il mese di marzo con valori statisticamente inferiori con settembre, ottobre e novembre e superiore rispetto a maggio. Infine, tra i diametri medi di aprile con settembre e ottobre che risultavano maggiori (Tabella 4.14B). Nel *mix barren* i diametri di aprile e maggio risultavano statisticamente inferiori rispetto a ottobre e settembre ma superiori

confrontato con luglio. Significativo anche i diametri tra novembre e maggio, marzo e luglio, con dimensioni maggiori rispettivamente a novembre e marzo (Tabella 4.14C).

Tabella 4.14. PERMANOVA (A) condotta sul confronto del diametro dei ricci nel Sito B e C in relazione al tipo di Sito e al tempo. Analisi pair wise (B) e (C) condotta sul confronto dei diametri medi dei ricci del Sito B e C in relazione al “tipo di barren”.

A) Source	df	MS	F	P
tipo Sito	1	25.82	4.61	0.054
tempo	7	49.57	8.85	0.001
tipo Sito x tempo	5	21.77	3.89	0.014
residui	26	5.60		

B) Within level “full barren” of factor “tipo barren”

Groups	t	P	perms	P(MC)
giugno21, novembre21	2.97	0.113	10	0.045
giugno21, marzo22	7.63	0.103	10	0.005
giugno21, aprile22	6.30	0.106	10	0.002
settembre21, marzo22	5.08	0.107	10	0.014
settembre21, aprile22	3.12	0.113	10	0.027
ottobre21, marzo22	5.38	0.098	10	0.005
ottobre21, aprile22	3.44	0.107	10	0.023
novembre21, marzo22	4.72	0.104	10	0.008
marzo22, maggio22	3.38	0.100	10	0.029

C) Within level “mix barren” of factor “tipo barren”

Groups	t	P	perms	P(MC)
settembre21, aprile22	2.10	0.088	10	0.045
settembre21, maggio22	4.56	0.081	10	0.009
ottobre21, aprile22	2.93	0.096	10	0.047
ottobre21, maggio22	4.19	0.101	10	0.01
novembre21, maggio22	3.15	0.104	10	0.037
marzo22, luglio21	5.178	0.267	4	0.041
aprile22, luglio21	3.6788	0.091	10	0.029
maggio22, luglio21	5.7705	0.099	10	0.005

Il grafico mostra che la frequenza dimensionale maggiore corrisponde alla classe 3 (20-30 mm) nel *full barren* con il 42.23%, mentre la frequenza minore è della classe 1 (>40 mm) nel *mix barren* con lo 0,59%.

Inoltre, è evidente che la classe dimensionale 4 e 5 nel *mix barren* sono più frequenti rispetto al *full barren*, viceversa per le classi 1, 2 e 3.

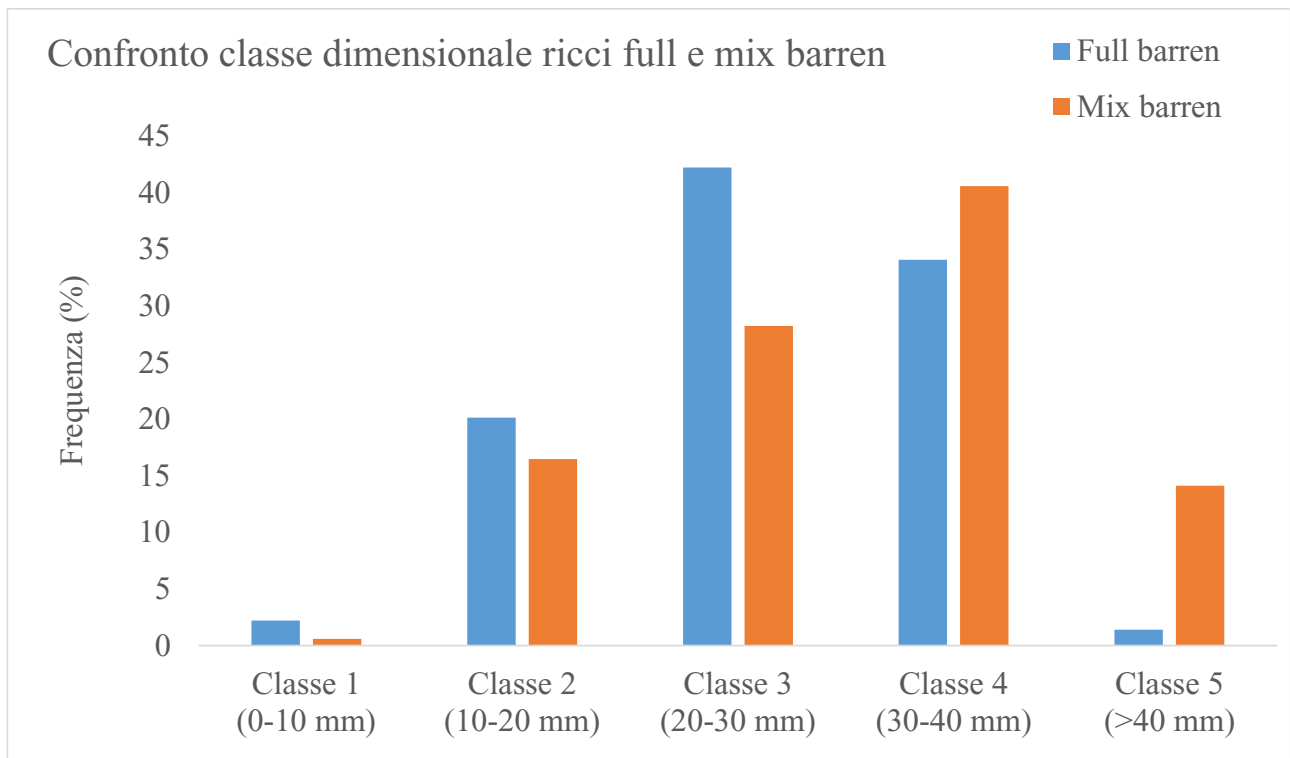


Figura 4.15: Confronto delle percentuali delle classi dimensionali dei ricci nel full e mix barren

Full barren e *mix barren* hanno lo stesso andamento del peso medio delle gonadi, è osservabile un aumento tra giugno a settembre con un drastico calo a ottobre e una lenta ripresa per entrambi i Siti, fino ad aprile per il *mix barren* e a maggio per il *full barren*.

Il valore massimo è stato registrato a settembre nel *mix barren* con 1.83 ± 0.28 g e il minimo a novembre nel *full barren* con 0.12 ± 0.01 g.

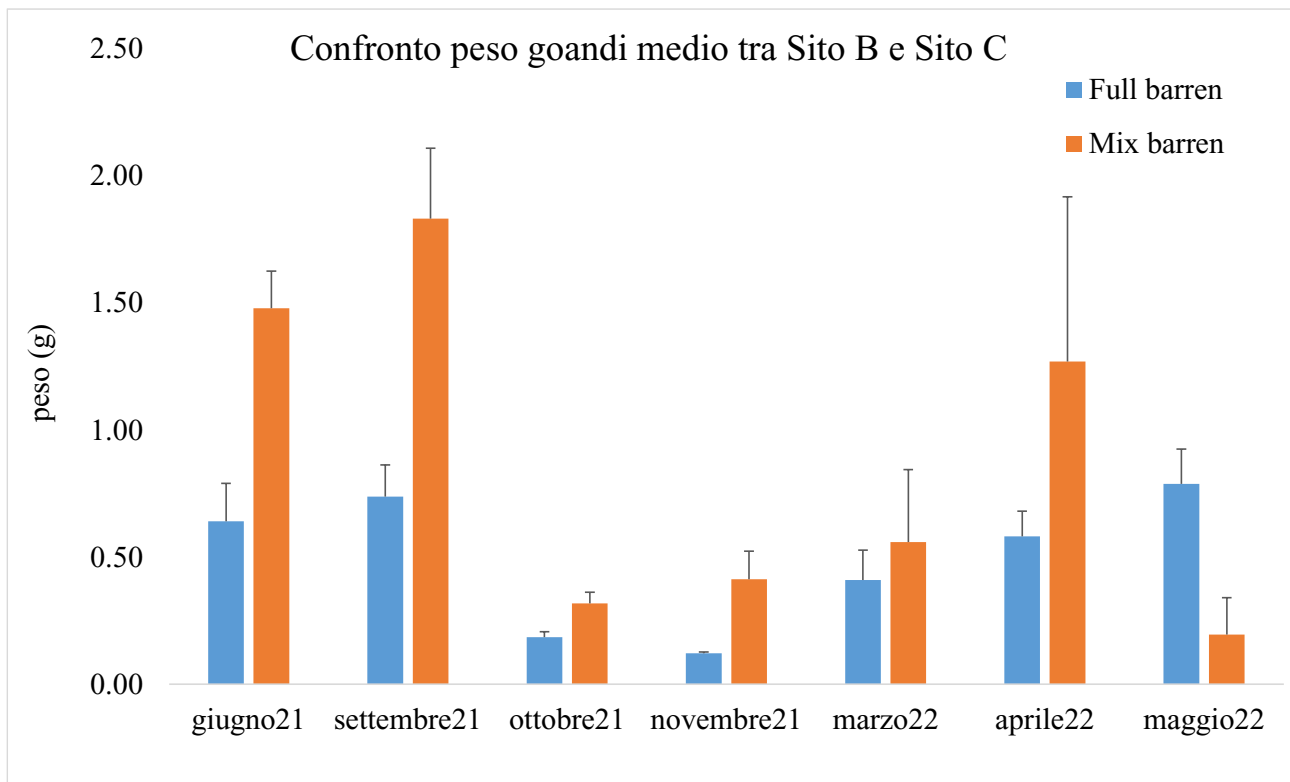


Figura 4.16: Confronto della media dei pesi delle gonadi in g dei ricci tra il full barren e il mix barren nel tempo

L'analisi statistica mostra differenze statisticamente significative per la variabile tempo e tipo Sito x tempo (PERMANOVA, $P < 0.05$; Tabella 4.15A). Il *pair wise* sul tempo mostra differenze significative tra il *full barren* e il mix all'interno dei campionamenti di ottobre, novembre e maggio. Nei primi due confronti il *mix barren* risulta essere statisticamente maggiore, mentre, a maggio abbiamo l'inverso, con il *full barren* maggiore (Tabella 4.15B).

Tabella 4.15. PERMANOVA (A) condotta sul confronto del peso delle gonadi dei ricci nel Sito B e C in relazione al tipo di Sito e al tempo. Analisi pair wise (B) condotta sul confronto dei pesi medi delle gonadi dei ricci del Sito B e C in relazione al “tempo”.

A) Source	df	MS	F	P
tipo Sito	1	0.63	13.19	0.001
tempo	7	0.88	18.35	0.001
tipo Sito x tempo	5	0.51	10.66	0.001
residui	26	0.045		

B) Within level “settembre21” of factor “tempo”

Groups	t	P	perms	P(MC)
<i>full barren, mix barren</i>	6.23	0.107	10	0.001

Within level “ottobre21” of factor “tempo”

Groups	T	P	perms	P(MC)
<i>full barren, mix barren</i>	4.72	0.095	10	0.008

Within level “novembre21” of factor “tempo”

Groups	T	P	perms	P(MC)
<i>full barren, mix barren</i>	4.53	0.085	10	0.012

Within level “maggio22” of factor “tempo”

Groups	T	P	perms	P(MC)
<i>full barren, mix barren</i>	6.69	0.112	7	0.005

L’indice gonadosomatico tra i Siti risultava essere simile a giugno, invece a settembre, ottobre e novembre era più elevato nel *mix barren*, mentre negli ultimi 3 campionamenti era maggiore nel *full barren*. L’IGS del *mix barren* segue esattamente lo stesso andamento del peso medio delle gonadi, mentre una differenza la osserviamo nel *full barren* con una riduzione da giugno a novembre e un recupero da marzo a maggio (Figura 4.16).

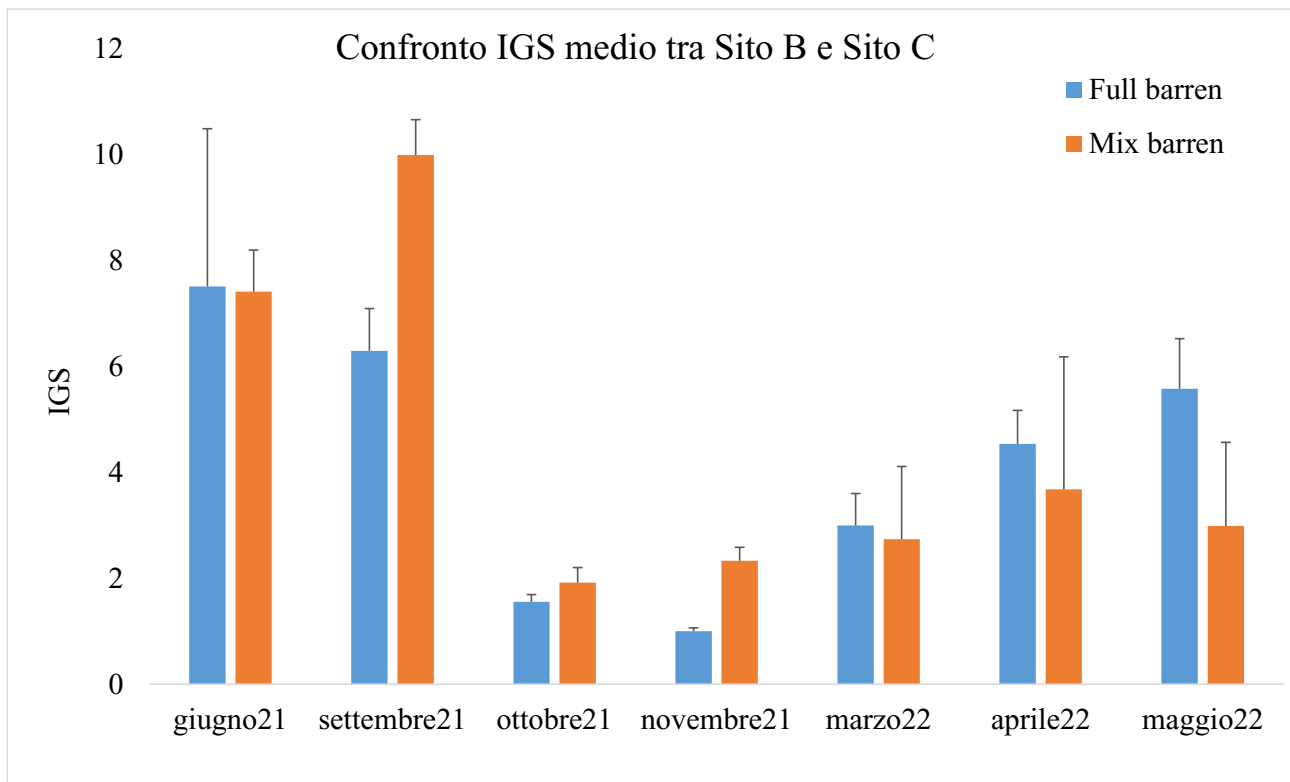


Figura 4.17: Confronto della media degli IGS dei ricci tra il full barren e il mix barren nel tempo

L'analisi statistica mostra differenze significative per la variabile tempo ($P < 0.05$) e tipo Sito x tempo (PERMANOVA, $P < 0.05$; Tabella 4.16A). Il *pair wise* sul tipo di Sito mostra differenze significative nel *full barren* dell'IGS di ottobre rispetto a tutti gli altri campionamenti, con valore maggiore solo rispetto al mese di novembre. Significativo anche il confronto tra novembre e gli altri tempi. Osserviamo differenze significative tra settembre e i campionamenti di marzo e aprile, con valore maggiore a settembre. Infine, significative differenze tra marzo rispetto aprile e maggio con IGS inferiore di quest'ultimi. Nel *mix barren* l'IGS di settembre risulta statisticamente superiore in confronto con tutti gli altri campionamenti. L'identico risultato è osservabile per il mese di luglio rispetto a tutti i restanti tempi. Il *pair wise* sul tipo di

Sito mostra differenze significative nel *full barren* dell'IGS di ottobre rispetto a tutti gli altri campionamenti, con valore maggiore solo del mese di novembre. Significativo anche il confronto tra novembre e gli altri tempi (Tabella 4.16B). Osserviamo differenze significative tra settembre e i campionamenti di marzo e aprile, con valore maggiore a settembre. Infine, significative differenze tra marzo rispetto aprile e maggio con IGS inferiore di quest'ultimi (Tabella 4.16C).

Tabella 4.15. PERMANOVA (A) condotta sul confronto dell'IGS dei ricci nei Sito B e C in relazione al tipo di Sito e al tempo. Analisi pair wise (B) e (C) condotta sul confronto dell'IGS medio dei ricci del Sito B e C in relazione al "tipo di barren".

A) Source	df	MS	F	P
tipo Sito	1	0.60995	0.37487	0.533
tempo	7	33.707	20.716	0.001
tipo Sito x tempo	5	6.7357	4.1397	0.007
residui	26	1.6271		

Nel *mix barren* l'IGS di settembre risulta statisticamente superiore in confronto con tutti gli altri campionamenti. L'identico risultato è osservabile per il mese di luglio rispetto a tutti i restanti tempi.

B) Within level "full barren" of factor "tipo barren"				
Groups	t	P	perms	P(MC)
giugno21, ottobre21	3.46	0.123	10	0.022
giugno21, novembre21	3.79	0.106	10	0.026
settembre21, ottobre21	10.12	0.099	10	0.001
settembre21, novembre21	11.43	0.113	10	0.001
settembre21, marzo22	5.70	0.102	10	0.006
settembre21, aprile22	2.98	0.112	10	0.038
ottobre21, novembre21	6.42	0.115	10	0.005
ottobre21, marzo22	4.02	0.095	10	0.012
ottobre21, aprile22	7.95	0.100	10	0.002
ottobre21, maggio22	7.27	0.114	10	0.005
novembre21, marzo22	5.68	0.110	10	0.003
novembre21, aprile22	9.60	0.114	10	0.001
novembre21, maggio22	8.34	0.116	10	0.005

marzo22, aprile22	3.04	0.093	10	0.050
marzo22, maggio22	3.98	0.114	10	0.019

C) Within level “*mix barren*” of
factor “*tipo barren*”

Groups	t	P	perms	P(MC)
settembre21, ottobre21	19.27	0.096	10	0.001
settembre21, novembre21	18.59	0.103	10	0.001
settembre21, marzo22	9.42	0.258	4	0.014
settembre21, aprile22	4.22	0.097	10	0.010
settembre21, maggio22	7.09	0.084	10	0.002
settembre21, luglio21	4.34	0.095	10	0.011
ottobre21, luglio21	11.42	0.102	10	0.001
novembre21, luglio21	10.69	0.097	10	0.003
marzo22, luglio21	5.17	0.248	4	0.037
maggio22, luglio21	4.35	0.100	10	0.018

5. Discussione

5.1 Valutazione della pesca totale e selettiva sui mitili

Le attività umane come la pesca eccessiva e l'acquacoltura, insieme ai fenomeni di eutrofizzazione, inquinanti e cambiamenti climatici hanno il potenziale di influenzare la distribuzione naturale degli assemblaggi delle specie marine (Guidetti et al., 2003).

Le ricerche in ambito ecologico suggeriscono che la pesca ha un effetto importante sulle strutture trofiche e sull'intero ecosistema (Sala, 1998). In particolare, la pesca a strascico e tutte quelle attività umana che impattano negativamente le specie che formano habitat (definite "ingegneri ecosistemici"), riducono la complessità fisica degli habitat con conseguenze negative sulla biodiversità e il funzionamento degli ecosistemi (Guidetti, 2011).

La pesca eccessiva di specie bentoniche costiere come *P. lividus* e *M. galloprovincialis* e dei loro predatori, influisce sulle loro abbondanze naturali compromettendo habitat e reti trofiche, provocando *shift* ecosistemici molto spesso irreversibili come le formazioni di ampi substrati di *barren*. Una buona conoscenza delle condizioni geomorfologiche locali, dei cicli vitali e dei cambiamenti nella struttura delle popolazioni possono aiutarci a comprendere e prevedere le conseguenze della pesca dei ricci di mare e mitili nelle aree di nostro interesse, anche per massimizzare le possibilità di successo di futuri restauri ambientali delle aree impattate. Questo lavoro di tesi mira a migliorare le conoscenze sugli effetti della pesca ricreativa e professionale sulle popolazioni di mitili lungo la Riviera del Monte Conero. In questa zona, *M. galloprovincialis* gioca un ruolo importante nelle comunità marine costiere,

perchè forma delle fasce molto dense di individui nei punti dove la costa è costituita da substrato roccioso. Lungo la Riviera del Conero viene raccolto allo stato selvatico a differenza di quanto avviene in altre località d'Italia (Pusceddu et al., 2013), quindi si rende necessario attuare un tipo di pesca sostenibile per preservarne le popolazioni naturali al fine di evitare un esaurimento degli stock. Inoltre, nell'ottica di cambiamenti climatici è stato dimostrato come l'innalzamento delle temperature possono ridurre i tassi di crescita e la taglia della popolazione (Liénart et al., 2021).

I risultati del presente lavoro di tesi, relativi al confronto tra pesca selettiva e pesca indiscriminata sulla parete rocciosa inclinata ad alta densità di mitili, comprendono solo due tempi di monitoraggio (a causa di una forte mareggiata che ha distrutto l'impianto sperimentale) e suggeriscono che la raccolta non selettiva, per mezzo del rampino, crea danni fisici al fondo roccioso e non sia sostenibile nel tempo. Prima del prelievo di mitili, infatti, i quadrati analizzati presentavano elevatissime densità di mitili con presenza sporadica di uno o pochi individui di ricci di mare. Utilizzando il rampino, la dimensione media degli organismi raccolti era significativamente inferiore a quelli raccolti selettivamente. Immediatamente dopo la raccolta con rampino, inoltre, si è creata una situazione localizzata di *barren*, dovuta all'utilizzo del rampino stesso, mentre nei plot di raccolta selettiva la popolazione rimaneva del tutto simile rispetto al tempo zero dell'esperimento. Durante una pausa di due mesi e mezzo, i plot soggetti a rimozione totale con rampino erano stati colonizzati da alcuni individui di ricci. Per quanto riguarda i due plot dove i mitili erano stati raccolti selettivamente le dimensioni medie degli organismi più grandi non sono

variate tra luglio e settembre ma si è registrata una variazione significativa del peso delle gonadi che era inferiore nel mese di settembre. Questo è un dato coerente con la biologia di questi organismi, in quanto *Mytilus spp.* in condizioni ambientali ottimali (di temperatura e salinità) hanno due periodi di *spawning*, il primo inizia con la gametogenesi a inizio primavera e termina con lo *spawning* verso fine stagione, seguito da una seconda gametogenesi che culmina con il secondo periodo di *spawning* all'inizio dell'autunno, il numero di uova è equiparabile tra i due eventi (Gosling, 2022).

Una forte tempesta avvenuta a fine settembre ha indotto un moto ondoso di notevole intensità sulla spiaggia della “Scalaccia”, sradicando quasi tutti i mitili presenti sulla parete, distruggendo i plot sperimentali, tuttavia simulando una raccolta totale dei mitili. Questo evento ha causato uno shift ecosistemico portando il sito a uno stato di *barren*. La tempesta, presumibilmente in concomitanza di un periodo molto lungo (quasi 2 mesi) di fioritura di *Ostreopsis ovata* favorito da temperature estremamente elevate (ca 31° C) potrebbe aver determinato una riduzione e indebolimento del bisso con la quale *M. galloprovincialis* rimane adeso al substrato (Sardo et al., 2021). I cambiamenti climatici stanno influenzando sulle condizioni meteorologiche anche estreme in ogni regione del globo. Evidenze scientifiche hanno osservato cambiamenti, come aumento della loro frequenza, degli eventi estremi come le ondate di calore, forti precipitazioni siccità e cicloni tropicali negli ultimi anni. Anche l'innalzamento del livello del mare influisce sulle città costiere del mondo con un aumento delle mareggiate, moto ondoso e intense precipitazioni (Rogero et al., 2022).

Dal monitoraggio di ottobre fino a maggio è stata effettuata una raccolta fotografica randomizzata della parete rocciosa con l'ausilio di un quadrato. Durante questo periodo di studio non è stato osservato un recupero della popolazione dei mitili, anzi la situazione è peggiorata con la colonizzazione dei territori resi liberi dalla tempesta da parte dei ricci che è aumentata nel tempo con il massimo di abbondanza a maggio. L'abbondanza dei ricci solitamente è mantenuta sotto controllo dai loro predatori, ma la predazione è dimostrato essere inferiore su substrati rocciosi soprattutto nelle zone dove sono stati prelevati i mitili, lasciando *microhabitat* (solchi) che vengono utilizzati dai giovani ricci come rifugio immediato, evitando la predazione e di conseguenza una riduzione della mortalità giovanile che induce un aumento del numero dei ricci che a sua volta favorisce la persistenza del *barren* (Guidetti, 2011). Mentre i ricci più grandi anziché rimanere vicini o all'interno dei loro ripari, in seguito alla rimozione dei mitili sono distribuiti uniformemente sulla superficie rocciosa (Guidetti, 2003). Inoltre, il reclutamento larvale dei mitili è difficile da osservare in campo e di solito è osservabile solo dopo alcuni giorni o settimane che il reclutamento è effettivamente avvenuto. Le giovani reclute utilizzano le energie per la propria crescita somatica e solo in un secondo momento avviene uno shift verso la crescita gonadica (Gosling, 2022).

La mancata osservazione del reclutamento dei mitili in questi mesi può avere diverse cause: è possibile che le larve scelgano attivamente di non attaccarsi a superfici libere poiché non sono presenti strutture adeguate o segnali fisici/ chimici che guidano le larve in determinato sito (Littorin, 1999), oppure la predazione dei ricci delle reclute dei mitili.

Complessivamente, i risultati del presente studio lasciano ipotizzare che l'effetto sinergico di pesca non selettiva di mitili ed impatto dei cambiamenti climatici in atto potrebbe ridurre notevolmente le densità delle popolazioni di mitili in questo tratto di costa, portando addirittura alla formazione, ampliamento e persistenza dei *barren*, che fino ad ora non erano mai stati osservati.

5.2 Valutazione dell'uso del restauro ecologico per recuperare un *full barren*

Le attività umana possono modificare il ruolo ecologico di *P. lividus*, riducendo le loro abbondanze attraverso la raccolta o il drammatico aumento degli inquinanti o indirettamente tramite la pesca dei loro predatori (Boudouresque & Verlaque, 2001).

I dati del Sito B, corrispondente al *full barren*, comprendono sette tempi effettuati da fine giugno 2021 a maggio 2022, la prima evidenza importante è la completa scomparsa delle alghe di *Gongolaria barbata* (di piccole dimensioni) nell'arco di 48 ore presenti sulle strutture rialzate (che simulavano un evento di restauro) a causa del *grazing* da parte dei paguri che erano in grado di arrampicarsi al di sopra dei dischi di argilla. Anche alcuni ricci di grandi dimensioni sono stati trovati sopra le struttura se pur in misura minore e solo dopo l'intervento dei paguri. Questi risultati suggeriscono che la pressione del pascolo nei *barren* è data non solo dai ricci ma anche da altre specie di erbivori, che, in condizioni di scarsità di risorse trofiche dovuta al sovrapascolo dei ricci, sono confinati a pascolare dove i ricci non arrivano (cioè si arrampicano sulle strutture).

Nel nostro caso, in tutti i tempi di campionamento ci sono state lievi variazioni nell'abbondanza dei ricci nei periodi autunnali e invernali probabilmente a causa di una minore attività generale dovuta alle basse temperature che influiscono sulla loro crescita e capacità motorie (Boudouresque & Verlaque, 2001). *P. lividus*, infatti, spesso effettua piccole migrazioni giornaliere su brevi distanze da un solco all'altro, in quanto cercano rifugio dai predatori durante la ricerca di cibo. In Mediterraneo alcune popolazioni mostrano attività notturne, comune tra gli echinoidi (Kempf, 1962), oppure possono adattarsi spostandosi in orari opposti rispetto all'attività dei loro predatori. (Lawrence, 1975).

Il diametro è rimasto costante con piccole differenze nei mesi che possono essere dovuti ad uno spostamento casuale dei ricci all'interno dei plot indipendente dalla presenza della struttura e dai lenti tassi di crescita, quindi, possiamo supporre che non ci sia un effetto rifugio dovuto alla presenza delle strutture che simulavano un intervento di restauro. Una chiara differenziazione nel tempo si osserva per quanto riguarda il peso delle gonadi e dell'IGS, questo è dovuto al loro normale ciclo vitale infatti, *P. lividus* ha generalmente due periodi di *spawning* con la liberazione dei gameti e una riduzione del peso delle gonadi. Il primo evento avviene tra marzo e giugno con l'aumento delle temperature e delle ore di luce, mentre il secondo tra agosto e ottobre con la diminuzione delle temperature e la riduzione delle ore di luce (Boudouresque & Verlaque, 2001).

Complessivamente, i risultati della presente tesi mostrano come eventuali azioni di recupero del *barren*, ad esempio tramite restauro di macroalghe brune con l'ausilio

di strutture rialzate, va attentamente calibrato. Da un lato i nostri risultati mostrano che l'utilizzo di una struttura artificiale non porta modifiche significative al comportamento dei ricci (in particolare non crea l'effetto rifugio) e dall'altro suggeriscono che un mero trapianto di *Cystoseria s.l.* non è sufficiente vista la pressione eccessiva del pascolo. A questo proposito, ulteriori strategie dovrebbero essere attivate, come l'utilizzo del *caging* per difendere le alghe trapiantate e/o la distruzione manuale dei ricci stessi, per ridurre la pressione di pascolo (Guarnieri et al., 2020).

5.3 Valutazione dell'uso del restauro ecologico per recuperare un *mixed barren*

Nel Sito C, caratterizzato da *barren* non ancora formato completamente, i risultati non hanno mostrato cambiamenti significativi per quanto riguarda la ricolonizzazione dei plot in seguito alla rimozione di *P. lividus* all'interno dei quadrati e non ci sono state variazioni neanche tra plot con e senza struttura fino a settembre; quindi, nel nostro caso non è stato riscontrato un effetto rifugio dei ricci per sfuggire alla predazione.

Le reclute di *G. barbata* presenti sulle strutture non sono state soggette al grazing di *P. lividus* e sono cresciute di alcuni centimetri fino alla tempesta d'inizio ottobre che ha spazzato via le strutture. Possiamo supporre che la presenza di cibo sufficiente, determinata dalla presenza di alghe coralline incrostanti e altre macroalghe, riduce la competizione intraspecifica e limita gli spostamenti dei ricci ed abbatta la competizione per le risorse con le altre specie di erbivori. Per quanto riguarda il diametro medio non ci sono state differenze importanti tra sito con struttura e sito senza e nel tempo.

Anche in questo caso ci sono state differenze del peso medio delle gonadi e dell'IGS tra i campionamenti, con un rapido calo tra settembre e ottobre corrispondente al secondo evento di *spawning* spiegato nel paragrafo 5.2.

Inoltre, durante il periodo di studio non abbiamo assistito ad uno shift ecosistemico verso il *barren*, probabilmente dovuto alla densità dei ricci sotto il livello soglia capace di innescare il cambiamento (Bulleri et al., 1999).

Complessivamente i nostri risultati indicano che nelle condizioni di *mixed barren*, il sistema potrebbe essere ancora recuperato tramite interventi di restauro, cosa che potrebbe richiedere uno sforzo maggiore per le condizioni di *full barren*.

5.4. Confronto tra *full* e *mixed barren*

In seguito alla rimozione dei ricci, la ricolonizzazione del substrato rimasto libero avviene grazie alla capacità dei ricci di effettuare brevi migrazioni giornaliere, questi spostamenti sono guidati da diverse caratteristiche del territorio come la disponibilità di cibo, la presenza di predatori e gli ostacoli lungo il percorso. I nostri dati hanno evidenziato che la ricolonizzazione (tramite spostamento) di *P. lividus* in zone a basse densità e senza limitazioni di cibo dovuta alla presenza di alghe coralline incrostanti e macroalghe sono più lenti. Questi risultati però contrastano con altri studi delle comunità superficiali del Mediterraneo caratterizzate da alte densità di ricci (che tramite l'*overgrazing* portano al *barren*) dove tassi più rapidi di ricolonizzazione erano stati osservati (Palacín et al., 2022). Una supposizione potrebbe essere che non c'era un numero sufficiente di ricci per innescare il cambiamento. Nel sito determinato

dall'assenza totale di alghe ci sono stati ricolonizzazioni più elevate nell'arco di un campionamento e l'altro, osservabile anche dal totale di ricci analizzati, di molto superiore nel Sito B, probabilmente perché nel *full barren* l'abbondanza dei ricci è maggiore.

Numerosi studi sul campo e di laboratorio hanno dimostrato che la crescita e la riproduzione dei ricci di mare sono direttamente correlati alle quantità e qualità del cibo disponibile (McCarronet al., 2009). Le dimensioni medie risultano essere superiori nelle zone di *mix barren* a causa di una maggiore abbondanza di cibo che favorisce lo sviluppo e la crescita, confermato anche dalle analisi della frequenza in percentuale delle classi dimensionali dove si riscontrano una percentuale maggiore dei ricci di dimensioni superiori ai 30 mm nel *mix barren* anche se inferiori in termini di abbondanze rispetto al *full barren* (Mc Carronet al., 2009).

La crescita somatica e quella gonadica è favorita quando la disponibilità di cibo è elevata (Lawrence et al. 1992), questo supporta i nostri dati che mostrano come il peso umido dei ricci che si trovavano in associazione con macroalghe sia superiore rispetto alle zone dove erano assenti. L'IGS normalmente segue lo stesso andamento del peso delle gonadi, ed è stato ben documentato da numerosi studi, ma in questo caso abbiamo dati contrastanti per i mesi di marzo, aprile e maggio in quanto l'IGS del *mix barren* aveva valori inferiori rispetto al *full barren*. Le basse densità sono dovute presumibilmente ad abbondanze complessive nel sito inferiori o ad una scarsa migrazione e ricolonizzazione all'interno dei plot come spiegato in precedenza.

6. Conclusioni

Questo lavoro di tesi ha dimostrato che la pesca con rampino potrebbe favorire lo *shift* ecosistemico verso la condizione di *barren* a causa della colonizzazione del substrato da parte di erbivori molto efficienti come i ricci di mare. Al contrario, la pesca selettiva di mitili è compatibile con la preservazione delle popolazioni dei mitili. Tuttavia, oltre alla pesca non controllata bisogna tener conto degli effetti congiunti di diversi fattori come: la fioritura di alghe tossiche e le tempeste che possono portare a condizioni simili a quelle che si verificano con la pesca distruttiva, esacerbandone l'impatto.

Per quanto riguarda *P. lividus*, abbiamo osservato come le differenti condizioni del substrato tra *full* e *mix barren*, agiscano in maniera determinante sulle popolazioni, infatti, i ricci nel *full barren* mostravano abbondanze maggiori e probabilmente anche tassi di ricolonizzazione maggiori, a causa di spostamenti più lunghi per la ricerca di cibo. Risultato differente nel *mix barren* dove le abbondanze sono minori e la ricolonizzazione è risultata inferiore a causa probabilmente di spostamenti più brevi.

Inoltre, sono state riconfermate le importanti differenze per la crescita e lo sviluppo gonadico, infatti, nel *mix barren* questi due parametri erano superiori, con diametri medi e frequenza delle classi di taglia più alte, maggiori rispetto ai ricci le cui condizioni erano determinate da una scarsità di cibo presente nel *full barren*. Questo aspetto è fondamentale dal momento che impedisce la possibilità di utilizzare i ricci prelevati dal *barren* a scopo alimentare, dal momento che solamente le gonadi vengono mangiate.

Alcuni aspetti importanti osservati dovrebbero essere approfonditi come l'influenza dei cambiamenti climatici e gli eventi sempre più frequenti delle fioriture algali che possono influenzare le popolazioni bentoniche. Quindi, ricerche future potrebbero essere svolte verso questa direzione per ampliare le conoscenze nell'ottica della conservazione e del restauro, di una gestione controllata degli stock per la raccolta destinata al consumo umano e per mantenere il normale funzionamento della catena trofica.

7. Bibliografia

A. Pusceddu, S. Bianchelli. (2013). *Monitoraggio del Mitilo del Conero* [file PDF]

Accoroni, S, Romagnoli, T, Pichierri, S & Totti, C 2016, 'Effects of the bloom of harmful benthic dinoflagellate *Ostreopsis cf. ovata* on the microphytobenthos community in the northern Adriatic Sea', *Harmful Algae*, vol. 55, pp. 179–190,

Barbaglio, A., Sugni, M., Di Benedetto, C., Bonasoro, F., Schnell, S., Lavado, R., Porte, C., & Candia Carnevali, D. M. (2007). Gametogenesis correlated with steroid levels during the gonadal cycle of the sea urchin *Paracentrotus lividus* (Echinodermata: Echinoidea). *Comparative Biochemistry and Physiology, Part A*, 147(2), 466–474.

Boudouresque, C.-F., Verlaque, M., 2001. *Ecology of Paracentrotus lividus*. Elsevier.

Budillon, G., Ortona, A., Tramontin, M., Grilli, F., & Russo, A. (n.d.). An Assessment of surface -dynamics observed offshore ancona with HF radar. *Marine Ecology*, 23(SUPPL. 1), 21–37.

Bulleri, F n.d., " Grazing by the sea urchins *Arbacia lixula* L. and *Paracentrotus lividus* Lam. in the Northwest Mediterranean", *Biologia marina*, vol. 160, n. 9, pp. 2493–2501.,

Ceccherelli, G, Pinna, S, Sechi, N, Pais, A & Chessa, LA n.d., 'Human impact on *Paracentrotus lividus*: The result of harvest restrictions and a14 accessibility of locations', *Marine Biology*, vol. 158, no. 4, pp. 845–852

- Costa, G., Bertolino, M., Pinna, S., Bonaviri, C., Padiglia, A., Zinni, M., Pronzato, R., & Manconi, R. (2018). Mediterranean sponges from shallow subtidal rocky reefs: *Cystoseira* canopy vs barren grounds. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 207, 293–302.
- del Rio-Lavín, A., Díaz-Arce, N., Larraín, M. A., Araneda, C., Rodríguez-Ezpeleta, N., Jiménez, E., & Pardo, M. Á. (2022). Population structure and geographic origin assignment of *Mytilus galloprovincialis* mussels using SNPs. *Aquaculture*, 550.
- Elizabeth Gosling. (2022). *Marine Mussels: Ecology, Physiology, Genetics and Culture*: Vol. First edition. Wiley.
- Fabbrizzi, E, Frascchetti, S, Rizzo, L, Scardi, M, Benedetti-Cecchi, L, De Leo, F, Guarnieri, G, Rindi, L, Ballesteros, E, Cebrian, E, Ceccherelli, G, Piazzini, L, Deidun, A, Fraissinet, S, Falace, A, Giommi, C, Sarà, G, Mačić, V, Mangialajo, L, Mannino, AM, Ramdani, M, Rilov, G, Souissi, JB & Taskin, E n.d., ‘Modeling macroalgal forest distribution at mediterranean scale: Present status, drivers of changes and insights for conservation and management’, *Frontiers in Marine Science*, vol. 7,
- Falace, A & Bressan, G 2006, ‘Seasonal Variations of *Cystoseira barbata* (Stackhouse) C. Agardh Frond Architecture’, *HYDROBIOLOGIA -THE HAGUE-*, vol. 555, no. 1, pp. 193–206,
- Filbee-Dexter, K., & Scheibling, R. E. (2014). Sea urchin barrens as alternative stable states of collapsed kelp ecosystems. *Marine Ecology Progress Series*, 495, 1–25.

- Guidetti, P & Dulčić, J 2007, 'Relationships among predatory fish, sea urchins and barrens in Mediterranean rocky reefs across a latitudinal gradient', *Marine Environmental Research*, vol. 63, no. 2, pp. 168–184
- Guidetti, P & Mori, M 2005, 'Morpho-functional defences of Mediterranean Sea urchins, *Paracentrotus lividus* and *Arbacia lixula*, against fish predators', *Marine Biology*, vol. 147, no. 3, p. 797,
- Guidetti, P, Frascchetti, S, Terlizzi, A & Boero, F 2003, 'Distribution patterns of sea urchins and barrens in shallow Mediterranean rocky reefs impacted by the illegal fishery of the rock-boring mollusc *Lithophaga lithophaga*', *MARINE BIOLOGY -BERLIN- SPRINGER VERLAG-*, vol. 143, no. 6, pp. 1135–1142,
- Guidetti, P, Terlizzi, A & Boero, F 2004, 'Effects of the edible sea urchin, *Paracentrotus lividus*, fishery along the Apulian rocky coast (SE Italy, Mediterranean Sea)', *Fisheries Research*, vol. 66, no. 2, pp. 287–297
- Guidetti, P. (2007). Potential of Marine Reserves to Cause Community-Wide Changes beyond Their Boundaries. *Conservation Biology*, 21(2), 540–545.
- Guidetti, P. (2011). The destructive date-mussel fishery and the persistence of barrens in Mediterranean rocky reefs. *Marine Pollution Bulletin*, 62(4), 691–695.
- Giuseppe Guarnieri, Stanislao Bevilacqua, Neus Figueras, Laura Tamburello, & Simonetta Frascchetti. (2020). Large-Scale Sea Urchin Culling Drives the Reduction of Subtidal Barren Grounds in the Mediterranean Sea. *Frontiers in Marine Science*, 7.

- Irving, AD, Balata, D, Colosio, F, Ferrando, GA & Airoidi, L 2009, 'Light, sediment, temperature, and the early life-history of the habitat-forming alga *Cystoseira barbata*', *MARINE BIOLOGY -BERLIN- SPRINGER VERLAG-*, vol. 156, no. 6, pp. 1223–1231,
- Jacinto, D, Bulleri, F, Benedetti-Cecchi, L & Cruz, T 2013, 'Patterns of abundance, population size structure and microhabitat usage of *Paracentrotus lividus* (Echinodermata: Echinoidea) in SW Portugal and NW Italy', *Marine Biology*, vol. 160, no. 5, p. 1135,
- Kempf M (1962) Recherches d'ecologie comparee sur *Paracentrotus lividus* (Lmk.) et *Arbacia lixula* (L.). *Rec Trav Stat Mar Endoume* 25 (39): 47–116
- Kennedy, C.M., Oakleaf, J.R., Theobald, D.M., Baruch-Mordo, S., Kiesecker, J., 2019. Managing the middle: a shift in conservation priorities based on the global human modification gradient. *Glob. Chang. Biol.* 25 (3), 811–826.
- Kriegisch, N., Reeves, S. E., Johnson, C. R., & Ling, S. D. (2020). Sea urchin control of macroalgal communities across a productivity gradient. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 527.
- Larraín, M. A., Zbawicka, M., Wenne, R., Araneda, C., & Gardner, J. P. A. (n.d.). Native and invasive taxa on the Pacific coast of South America: Impacts on aquaculture, traceability and biodiversity of blue mussels (*Mytilus* spp.). *Evolutionary Applications*, 11(3), 298–311.
- Lawrence J, Fenaux L, Corre MC, Lawrence A (1992) The effect of quantity and quality of prepared diets on production in *Paracentrotus lividus*

- (Echinodermata: Echinoidea). In: Scalera-Liaci L, Canicatti C (eds).
Echinoderm research 1991. AA Balkema, Rotterdam, pp 107–110
- Lawrence JM (1975) On the relationships between marine plants and sea urchins.
Oceanogr Mar Biol Annu Rev 13: 213–286
- Liénart, C., Garbaras, A., Qvarfordt, S., Öberg Sysoev, A., Högländer, H., Walve, J.,
Schagerström, E., Eklöf, J., & Karlson, A. M. L. (2021). Long-term changes in
trophic ecology of blue mussels in a rapidly changing ecosystem. *Limnology and
Oceanography*, 66(3), 694–710.
- Ling, S. D., Johnson, C. R., Frusher, S. D., Ridgway, K. R., & Castilla, J. C. (2009).
Overfishing Reduces Resilience of Kelp Beds to Climate-Driven Catastrophic
Phase Shift. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United
States of America*, 106(52), 22341–22345.
- Littorin, B., & Gilek, M. (1999, January 1). A photographic study of the recolonization
of cleared patches in a dense population of *Mytilus edulis* in the northern Baltic
proper. *HYDROBIOLOGIA -THE HAGUE-*, 393, 211–219.
- McCarron, E., Burnell, G., & Mouzakitis, G. (2009). Growth assessment on three size
classes of the purple sea urchin *Paracentrotus lividus* using continuous and
intermittent feeding regimes. *Aquaculture*, 288(1), 83–91.
- Mentaschi, L., Vousedoukas, M. I., Voukouvalas, E., Dosio, A., & Feyen, L. (n.d.).
Global changes of extreme coastal wave energy fluxes triggered by intensified
teleconnection patterns. *Geophysical Research Letters*, 44(5), 2416–2426.

- New Data from Anton Dohrn Zoological Station Illuminate Findings in Marine Science (The Dual Impact of *Ostreopsis Cf. Ovata* On *Mytilus Galloprovincialis* and *Paracentrotus Lividus*: Toxin Accumulation and Pathological Aspects). (2021, June 18). *Science Letter*, 925.
- Nicastro, K. R., McQuaid, C. D., & Zardi, G. I. (n.d.). Between a rock and a hard place: combined effect of trampling and phototrophic shell-degrading endoliths in marine intertidal mussels. *Marine Biodiversity*, 49(3), 1581–1586.
- Nolan, C., Overpeck, J.T., Allen, J.R.M., Anderson, P.M., Betancourt, J.L., Binney, H.A., Brewer, S., Bush, M.B., Chase, B.M., Cheddadi, R., Djamali, M., Dodson, J., Edwards, M.E., Gosling, W.D., Haberle, S., Hotchkiss, S.C., Huntley, B., Ivory, S.J., Kershaw, A.P., Jackson, S.T., 2018. Past and future global transformation of terrestrial ecosystems under climate change. *Science* (New York, N.Y.) 361 (6405), 920–923.
- Orlando-Bonaca Martina, Valentina Pitacco, Petra Slavinec, Milijan Šiško, Tihomir Makovec, & Annalisa Falace. (2021). First Restoration Experiment for *Gongolaria barbata* in Slovenian Coastal Waters. What Can Go Wrong? *Plants*, 10(239), 239.
- Palacín, C., Giribet, G., & Turon, X. (n.d.). Patch recolonization through migration by the echinoid *Paracentrotus lividus* in communities with high algal cover and low echinoid densities. *Cahiers de Biologie Marine*, 38(4), 267–271.

- Piazzì, L & Ceccherelli, G 2019, 'Effect of sea urchin human harvest in promotion canopy forming algae restore', *Estuarine, coastal and shelf science*, vol. 219, pp. 273–277,
- Pinna, S, Piazzì, L, Ceccherelli, G, Castelli, A, Costa, G, Curini-Galletti, M, Gianguzza, P, Langeneck, J, Manconi, R, Montefalcone, M, Pipitone, C, Rosso, A & Bonaviri, C 2020, 'Macroalgal forest vs sea urchin barren: Patterns of macro-zoobenthic diversity in a large-scale Mediterranean study', *Marine environmental Research*, vol. 159,
- Ramos-Oliveira, C., Sampaio, L., Rubal, M., & Veiga, P. (2021). Spatial-temporal variability of *Mytilus galloprovincialis* Lamarck 1819 populations and their accumulated sediment in northern Portugal. *PeerJ*, 9, e11499.
- Reguero, B. G., & Griggs, G. (2022). Editorial: Adaptation to Coastal Climate Change and Sea-Level Rise. *Water* (20734441), 14(7), 996.
- Rinaldi A. (2017). Atlante della fauna e flora dell'Adriatico nord-occidentale. La madragora. pp
- Sala E, Ribes M, Hereu B, Zabala M, Alva` V, Coma R, Garrabou J (1998a) Temporal variability in abundance of the sea urchins *Paracentrotus lividus* and *Arbacia lixula* in the northwestern Mediterranean: comparison between a marine reserve and an unprotected area. *Mar Ecol Prog Ser* 168:135–145
- Simone Farina, Maura Baroli, Roberto Brundu, Alessandro Conforti, Andrea Cucco, Giovanni De Falco, Ivan Guala, Stefano Guerzoni, Giorgio Massaro, Giovanni Quattrocchi, Giovanni Romagnoni & Walter Brambilla 2020, 'The challenge of

managing the commercial harvesting of the sea urchin *Paracentrotus lividus*: advanced approaches are required', *PeerJ*, vol. 8, p. e10093

Simonetta Frascchetti, Chris McOwen, Loredana Papa, Nadia Papadopoulou, Meri Bilan, Christoffer Boström, Pol Capdevila, Marina Carreiro-Silva, Laura Carugati, Emma Cebrian, Marta Coll, Thanos Dailianis, Roberto Danovaro, Francesco De Leo, Dario Fiorentino, Karine Gagnon, Cristina Gambi, Joaquim Garrabou, Vasilis Gerovasileiou, Bernat Hereu, Silvija Kipson, Jonne Kotta, Jean-Baptiste Ledoux, Cristina Linares, Juliette Martin, Alba Medrano, I. Montero-Serra, Telmo Morato, Antonio Pusceddu, Katerina Sevastou, Christopher J. Smith, Jana Verdura & Giuseppe Guarnieri 2021, 'Where Is More Important Than How in Coastal and Marine Ecosystems Restoration', *Frontiers in Marine Science*, vol. 8,

Smith, J. R., & Murray, S. N. (2005). The effects of experimental bait collection and trampling on a *Mytilus californianus* mussel bed in southern California. *Marine Biology*, 147(3), 699.

Veiga, P., Ramos-Oliveira, C., Sampaio, L., & Rubal, M. (n.d.). The role of urbanisation in affecting *Mytilus galloprovincialis*. *PLoS ONE*, 15(5).

Verdura J, Sales M, Ballesteros E, Cefali ME and Cebrian E (2018) Restoration of a Canopy-forming Alga Based on Recruitment Enhancement: Methods and Long-Term Success Assessment. *Front. Plant Sci.* 9:1832.

WWF (World Wildlife Federation), 2020. In: Almond, R.E.A., Grooten, M., Petersen, T. (Eds.), Living Planet Report 2020 - Bending the Curve of Biodiversity Loss. WWF, Gland, Switzerland.

Yando, ES, Sloey, TM, Dahdouh-Guebas, F, Rogers, K, Abuchahla, GMO, Cannicci, S, Canty, SWJ, Jennerjahn, TC, Ogurcak, DE, Adams, JB, Connolly, RM, Diele, K, Lee, SY, Rowntree, JK, Sharma, S, Cavanaugh, KC, Cormier, N, Feller, IC, Fratini, S, Ouyang, X, Wee, AKS & Friess, DA 2021, 'Conceptualizing ecosystem degradation using mangrove forests as a model system', *Biological Conservation*, vol. 263,

SITI WEB:

<http://afrimed-project.eu>

<http://www.ambiente.marche.it/Ambiente/Natura/Retenatura2000>

http://www.fondazioneimc.it/wp-content/uploads/2020/04/Gestione-ricci_II-Pesce-20_2020.pdf

<http://www.pesceinrete.com/molluschi-bivalvi-descrizione-e-caratteristiche>

<http://www.riccicliamo.it/2021/03/31/litalia-e-la-filiera-del-riccio-di-mare/>

http://www.sardegnaambiente.it/documenti/19_173_20211124114752.pdf

<http://insiemeperamponero.wordpress.com/lambiente>