



ISPRA

Istituto Superiore per la Protezione
e la Ricerca Ambientale



Sistema Nazionale
per la Protezione
dell'Ambiente

Monitoraggio e valutazione dello stato ecologico dell'habitat a coralligeno. Il coralligeno di parete



MANUALI E LINEE GUIDA



ISPRA

Istituto Superiore per la Protezione
e la Ricerca Ambientale



Sistema Nazionale
per la Protezione
dell'Ambiente

Monitoraggio e valutazione dello stato ecologico dell'habitat a coralligeno. Il coralligeno di parete

Informazioni legali

L'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA), insieme alle 21 Agenzie Regionali (ARPA) e Provinciali (APPA) per la protezione dell'ambiente, a partire dal 14 gennaio 2017 fa parte del Sistema Nazionale a rete per la Protezione dell'Ambiente (SNPA), istituito con la Legge 28 giugno 2016, n.132.

Le persone che agiscono per conto dell'Istituto non sono responsabili per l'uso che può essere fatto delle informazioni contenute in questo manuale.

ISPRA - Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale
Via Vitaliano Brancati, 48 – 00144 Roma
www.isprambiente.gov.it

ISPRA, Manuali e Linee Guida 191/2020
ISBN 978-88-448-0999-7

Riproduzione autorizzata citando la fonte: Gennaro P., Piazzini L., Cecchi E., Montefalcone M., Morri C., Bianchi C.N. (Eds.), 2020. Monitoraggio e valutazione dello stato ecologico dell'habitat a coralligeno. Il coralligeno di parete. ISPRA, Manuali e Linee Guida n.191/2020

Elaborazione grafica

Grafica di copertina: Franco Iozzoli
ISPRA – Area Comunicazione

Foto di copertina: Coralligeno a dominanza animale (*Pentapora fascialis*) (foto A.Tommasi); Operatore subacqueo durante il campionamento (foto M. Magri); Coralligeno a dominanza algale (in primo piano *Lithophyllum stictiforme*) (foto A.Tommasi).

Foto di retrocopertina: Colonia di *Parazoanthus axinellae* (foto Stefano Cellini); Coralligeno di parete dominato da gorgoniacei (foto A.Tommasi); Colonia di corallo rosso (*Corallium rubrum*) (foto M. Montefalcone).

Coordinamento pubblicazione on line:

Daria Mazzella
ISPRA – Area Comunicazione

Aprile 2020

Autori

Paola Gennaro (ISPRA - Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale)
Luigi Piazzi (UniSS - Università degli Studi di Sassari)
Enrico Cecchi (ARPAT - Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale della Toscana)
Monica Montefalcone (UniGe - Università degli Studi di Genova)
Carla Morri (UniGe - Università degli Studi di Genova)
Carlo Nike Bianchi (UniGe - Università degli Studi di Genova)

Hanno collaborato alla realizzazione di questo volume

Paolo Tomassetti (ISPRA - Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale)

Ringraziamenti

Si ringrazia Tommaso Valente per il prezioso supporto fornito all'uso del software statistico R e all'elaborazione dei testi esecutivi del programma. Un sentito ringraziamento anche a Fabrizio Serena per aver creduto nelle metodiche oggetto di questo manuale, sostenendone con forza e determinazione lo sviluppo e l'applicazione negli anni del suo impegno in ARPA Toscana. Si ringrazia altresì Gioia Benedettini per aver raccolto con entusiasmo tale eredità, supportandola nel proseguimento del percorso intrapreso fino a suo compimento.

*“Dopo l’istante magico in cui i miei occhi si sono
aperti nel mare non mi è stato più possibile vedere,
pensare, vivere come prima”*

(Jacques-Yves Cousteau)

PREFAZIONE

L'Italia presenta un patrimonio di biodiversità unico in Europa, con un elevatissimo numero di specie e tipi di habitat, molti dei quali distribuiti lungo la fascia costiera. Il nostro è uno dei Paesi con il maggior sviluppo costiero: quasi 8000 km di costa costituiscono una ricchezza naturale e una risorsa economica che va preservata e gestita attentamente in un'ottica di sviluppo integrato e sostenibile. Gran parte delle attività antropiche si sviluppa infatti lungo le coste, generando pressioni che alterano in modo significativo sia gli ambienti emersi sia quelli sommersi. Allo stesso tempo, la fascia marino-costiera ospita alcuni degli habitat di maggior pregio naturalistico la cui tutela è da ritenersi impegno prioritario ai fini della conservazione della biodiversità e, più in generale, della gestione e protezione del sistema marino-costiero.

Tra gli ambienti sommersi costieri, il coralligeno rappresenta uno dei più importanti "hot spot" di biodiversità mediterranea e uno dei principali ecosistemi marini per distribuzione, biomassa e ruolo svolto nel ciclo dei carbonati; ma è anche uno degli habitat più sensibili e vulnerabili alle alterazioni ambientali, sia su scala locale sia globale. Il coralligeno di parete, in particolare, è la tipologia di coralligeno più diffusa nei primi 40 m di profondità e quindi più esposta alle alterazioni ambientali, soprattutto quelle legate all'antropizzazione della fascia costiera e ai cambiamenti climatici; pertanto, esso è considerato un sensibile bioindicatore di impatto nonché un habitat a forte rischio di degradazione. Il monitoraggio e la valutazione dello stato di salute del coralligeno di parete sono quindi obiettivi importanti da considerare nella pianificazione dei programmi di protezione e conservazione della fascia marino-costiera, anche in considerazione dei principi di tutela degli ambienti marini espressi dalle normative comunitarie e dai trattati internazionali vigenti a livello Mediterraneo.

In questo quadro, negli ultimi dieci anni sono stati elaborati diversi indici biotici, tutti funzionali alla valutazione di qualità del coralligeno di parete, ma basati su approcci e metriche differenti il che rende difficile un confronto fra i risultati ottenuti con metodi diversi. Tra questi, figurano anche gli indici elaborati dagli esperti italiani autori di questo manuale. È in questo contesto che matura l'idea di linee guida "unificanti" le diverse metodologie: l'esperienza condotta in anni di ricerca scientifica per lo sviluppo di questi indici ha infatti posto gli stessi ricercatori di fronte al problema della confrontabilità tra metodi diversi spesso applicati in aree marine differenti. L'esigenza di un confronto per trovare un denominatore comune di valutazione su un'ampia scala spazio-temporale ha fatto il resto. Dopo aver intercalibrato gli indici italiani, gli stessi autori si sono concentrati sulla produzione scientifica mediterranea, analizzandone e confrontandone i metodi, con l'obiettivo di integrare e standardizzare in un'unica procedura i diversi approcci utilizzati in Mediterraneo per valutare il coralligeno di parete. Nasce così il metodo STAR (STAndaRdized coralligenous evaluation procedure), un protocollo che ottimizzando il bilancio tra sforzo di campionamento e tipo di informazioni ottenute (la raccolta dati rappresenta in genere la parte più onerosa dei piani di monitoraggio, in termini di tempi e costi) consente di raccogliere in un database comune ai diversi metodi i parametri ecologici considerati finora rilevanti per la valutazione dello stato di qualità del coralligeno di parete.

In questo documento vengono quindi presentati la metodologia STAR e i casi particolari della sua applicazione, costituiti dagli indici biotici elaborati dagli esperti italiani nel corso degli ultimi anni. L'approccio voluto dagli autori è stato quello di fornire non solo le linee guida generali per il monitoraggio e la valutazione dello stato ecologico del coralligeno di parete, ma anche un manuale metodologico teorico-pratico per guidare passo dopo passo l'operatore nell'applicazione dei metodi descritti in tutte le sue fasi, dalla pianificazione delle attività di campo alla classificazione finale dello stato di qualità ecologica del coralligeno.

A tale scopo, il documento è stato suddiviso in due parti: la Parte Introduttiva e la Parte Applicativa. Nella prima si descrive inizialmente l'habitat indagato, le pressioni antropiche che ne minacciano l'integrità e le politiche ambientali che, più o meno direttamente, hanno riguardato questo preziosissimo habitat; successivamente si fornisce il quadro sintetico delle metodologie impiegate a livello mediterraneo, introducendo il metodo STAR e gli indici italiani di riferimento (ESCA, COARSE e ISLA) che ne rappresentano una diretta applicazione. La Parte Applicativa fornisce invece i dettagli pratici delle fasi di applicazione dei metodi descritti, dalla pianificazione e svolgimento delle attività di campo in immersione subacquea, all'analisi delle immagini in laboratorio, fino alla costruzione del database per il calcolo degli indici di qualità ecologica. Le sessioni pratiche più descrittive sono state riportate in 6 Schede, a supporto delle quali ci sono 4 Allegati tecnici contenenti le tabelle, le schede fotografiche per l'identificazione degli organismi, gli esempi di immagini elaborate e i fogli di calcolo pre-compilati sulla base delle esperienze di campo. Conclude la parte applicativa un paragrafo in cui si commentano i risultati degli esempi illustrati nella parte pratica (corredati da un Box con un caso studio reale di interconfronto fra indici) e le prospettive future dei metodi applicati.

L'intento degli autori, infatti, non è quello di fornire un prodotto "finito", bensì delle linee guida metodologiche che, per quanto scientificamente solide e validate su un'ampia scala, costituiscano base di partenza per l'elaborazione di strumenti sempre più accurati ed efficaci, ma soprattutto condivisi, per il monitoraggio e la valutazione dello stato di salute delle scogliere coralligene italiane e mediterranee. Quello dagli autori è un primo tentativo che si compie a livello Mediterraneo di rispondere ad alcune importanti richieste che pervengono dalla legislazione europea e dagli accordi internazionali inerenti la protezione dell'ambiente marino. Queste politiche ambientali, infatti, perseguono tutte l'obiettivo di tutelare la biodiversità e gli habitat marini attraverso la creazione di una rete d'azione di conservazione e protezione condivisa dai Paesi mediterranei. Per fare ciò, le stesse politiche ambientali richiamano all'elaborazione di piani di monitoraggio e valutazione basati su metodi biologici habitat-specifici e standardizzati, al fine di garantire l'accuratezza e la comparabilità dei risultati su ampia scala spazio-temporale. Tali piani, e le strategie marine che ne conseguono, devono basarsi sulle migliori conoscenze scientifiche disponibili ed essere quindi periodicamente aggiornati.

La metodologia proposta in questo manuale è frutto di dieci anni di studi condotti su struttura, ecologia e modalità di risposta del coralligeno agli impatti antropici, durante i quali sono state prodotte decine di pubblicazioni su riviste internazionali e *peer reviewed*, oltre a numerosi contributi in congressi nazionali ed internazionali. Essa è stata concepita per una particolare tipologia di coralligeno, il popolamento di parete, ed è frutto dell'interpolazione di metodi diversi in una *best sampling strategy* standard applicabile su ampia scala. Ma soprattutto, è frutto dello sforzo condotto dai ricercatori italiani nella direzione di un dialogo attivo non solo con i partner Mediterranei, ma anche con tutte quelle Istituzioni che, a vario titolo, sono impegnate nella gestione e conservazione delle risorse naturali che rendono unica la nostra fascia costiera. In tal senso, con la pubblicazione di questo manuale ISPRA ha dato un importantissimo contributo: oltre ad essere parte attiva nella ricerca scientifica assieme agli esperti italiani del coralligeno, ha svolto un ruolo di "collante" tra il mondo della ricerca scientifica accademica e quello della ricerca ambientale applicata più vincolata ai compiti istituzionali. L'Area Biologia del CN-LAB (Centro Nazionale per la rete nazionale dei LABORatori) di ISPRA, promotore del presente documento, ha infatti tra i suoi principali compiti quello di curare lo sviluppo, la validazione e l'applicazione di indici e metodologie di classificazione ecologica (declaratoria area di biologia CN-LAB, disposizione 1968/DG del 20/02/2017). È dunque in linea con il suo mandato che il personale di ricerca dell'area, grazie alla stretta collaborazione con i colleghi delle università italiane e del sistema agenziale, ha sviluppato, validato ed applicato le linee guida metodologiche oggetto del presente manuale. Questa fitta rete di collaborazione creatasi fra gli autori esperti di coralligeno afferenti ai vari comparti di ricerca è forse il valore aggiunto più importante di quest'opera: uno sforzo unificante teso a contrastare il frequente scollamento tra politiche ambientali e mondo tecnico-scientifico in virtù del principio, più volte richiamato dalla stessa legislazione europea, per cui queste non devono mai prescindere dalle migliori conoscenze tecnico-scientifiche disponibili. Obiettivo di questo manuale è dunque quello di convogliare le conoscenze scientifiche più aggiornate in strumenti non convenzionali, scientificamente solidi e standardizzati, utili ai gestori delle tematiche ambientali nello svolgimento dei rispettivi compiti istituzionali, lasciando loro le decisioni di competenza sull'impiego o meno negli idonei strumenti normativi.

Credo dunque che questo manuale possa configurarsi come un valido strumento al servizio di tutte quelle Amministrazioni e Istituzioni da sempre impegnate nei programmi di protezione e conservazione degli habitat sensibili, anche in relazione alle linee di indirizzo impartite dalle politiche nazionali ed europee di sviluppo a tutela dell'ambiente marino-costiero e delle sue risorse.

Dott.ssa Stefania Balzamo

Dirigente CN-LAB

(Centro Nazionale per la rete nazionale dei LABORatori-ISPRA)

PREMESSA

La conservazione e protezione di habitat e specie è stata proposta in modo forte a livello europeo dalla Direttiva Habitat (Direttiva 92/43/CEE), la quale introduce per la prima volta, agli inizi degli anni '90, misure volte ad assicurare il mantenimento o il ripristino di habitat e specie di interesse comunitario secondo un approccio conservazionistico di tutela della biodiversità. L'avvento delle Direttive Quadro, sulle Acque (WFD 2000/60/CE) e sulla Strategia Marina (MSFD 2008/56/CE) nel panorama legislativo europeo rappresenta invece lo spartiacque di una politica ambientale che, alla soglia del XXI secolo, doveva confrontarsi con un mondo diverso e che poneva problematiche ambientali nuove rispetto a quelle affrontate nel secolo precedente, prima fra tutte quella dei cambiamenti globali. Ciò richiedeva un nuovo approccio delle politiche ambientali che ha trovato la sua massima espressione nell'impianto innovativo di tipo "ecologico" ed "ecosistemico" proposto dalla WFD e dalla MSFD.

Dal momento in cui le direttive quadro hanno aperto la strada ad un nuovo modo di monitorare e gestire gli ambienti acquatici ai fini della loro conservazione e protezione, molta strada è stata fatta e molta ancora ne rimane da fare. Gli anni a venire rappresentano quindi un'importante occasione per continuare a sviluppare, integrare e/o consolidare laddove necessario, i piani d'azione legislativi, così da renderli sempre più rispondenti ed efficaci rispetto alle nuove esigenze ambientali.

Quella di preservare lo stato ecologico del coralligeno dei nostri mari è dunque solo una delle tante sfide ambientali che i gestori di tali tematiche sono chiamati a raccogliere, di concerto con il mondo tecnico-scientifico, nel pieno rispetto dei rispettivi ruoli e competenze nella gestione delle politiche ambientali. Come richiamato anche dalle stesse direttive, il dinamismo che caratterizza la variabilità naturale dei sistemi marini, nonché le pressioni e gli impatti in funzione dell'evoluzione delle attività umane e dei cambiamenti globali, impone che i programmi di protezione e conservazione siano flessibili e adattabili alle mutevoli esigenze ambientali e tengano conto dei più recenti sviluppi scientifici e tecnologici. Ciò anche al fine di garantire la comparabilità dei metodi e delle azioni a livello Mediterraneo, in un'ottica di gestione e conservazione del Mare Nostrum che va al di là della singola nazione.

L'aggiornamento periodico delle strategie di tutela per l'ambiente marino, avvalendosi delle migliori conoscenze tecnico-scientifiche disponibili e l'adozione di metodi integrati e standardizzati su scala nazionale e Mediterranea, si configura pertanto come un'azione chiave vincente nelle sfide ambientali che ci attendono nel prossimo futuro.

Obiettivo di questo manuale è dare un primo contributo in tal senso, fornendo uno strumento utile ed efficace, scientificamente solido e validato, per il monitoraggio e la valutazione dello stato ecologico del coralligeno di parete, la tipologia di coralligeno più diffusa in Mediterraneo nei primi 40 m di profondità, quella più esposta alle pressioni antropiche e alle alterazioni ambientali.

Esso è frutto di ricerche scientifiche pluriennali sugli indicatori ecologici di risposta alle pressioni antropiche che insistono sul coralligeno costiero, culminate poi in un processo di integrazione e standardizzazione dei metodi usati a livello Mediterraneo in un'unica procedura di campionamento e raccolta dati. Questa viene effettuata con l'impiego degli operatori subacquei, in accordo con le vigenti procedure di sicurezza e seguendo un protocollo non distruttivo, semplice ma efficace, che consente di raccogliere i parametri ecologici più importanti con unico sforzo di campionamento e nel rispetto dell'habitat indagato.

Integrando le informazioni ottenute con il metodo STAR (STAndaRdized coralligenous evaluation procedure) sul coralligeno di parete con quelle raccolte tramite ROV sul coralligeno più profondo è dunque possibile fornire il quadro completo dello stato di salute degli habitat a coralligeno presenti lungo la fascia marino-costiera.

La metodologia qui presentata è stata testata contro le pressioni e validata alla scala di sottoregione Mediterraneo Occidentale ed è in linea con le indicazioni impartite a livello Mediterraneo dal Piano d'Azione delle Nazioni Unite per l'Ambiente (UNEP-MAP) e, più in generale, con tutte quelle politiche ambientali che vedono gli habitat sensibili della fascia costiera al centro delle azioni di tutela del Mar Mediterraneo.

Dott. Paolo Tomassetti

(Centro Nazionale per la rete nazionale dei LABORATORI-ISPRA)

INDICE

PARTE INTRODUTTIVA	1
1. HABITAT A CORALLIGENO	2
1.1 Definizione e importanza ecologica del coralligeno.....	2
1.2 Tipologie di coralligeno.....	6
1.3 Pressioni antropiche.....	7
1.4 Il coralligeno di parete: descrizione e valenza ecologica.....	10
1.5 Conservazione e protezione dell'habitat coralligeno: politiche ambientali ed evoluzione del quadro normativo.....	12
2. MONITORAGGIO E VALUTAZIONE DELLO STATO ECOLOGICO DEL CORALLIGENO DI PARETE	15
2.1 Metodi impiegati e indici di qualità ecologica.....	15
2.2 STAR: una procedura integrata e standardizzata per la valutazione dello stato ecologico delle pareti a coralligeno.....	15
2.2.1 <i>Quadro di riferimento e sviluppo del protocollo STAR</i>	15
2.2.2 <i>Applicazione del metodo STAR</i>	16
2.3 L'applicazione del metodo STAR in Italia: indici ESCA, COARSE e ISLA.....	19
2.3.1 <i>Indice ESCA (Ecological Status of Coralligenous Assemblages)</i>	19
2.3.2 <i>Indice COARSE (COralligenous Assemblages by Reef Scape Estimate)</i>	21
2.3.3 <i>Indice ISLA (Integrated Sensitivity Level of coralligenous Assemblages)</i>	22
PARTE APPLICATIVA	24
3. ATTIVITÀ DI PIANIFICAZIONE E CAMPIONAMENTO A MARE	25
3.1 Disegno di campionamento.....	25
3.2 Pianificazione e svolgimento delle attività in immersione subacquea.....	26
Scheda 1- Stato di conservazione delle gorgonie: necrosi/epibiosi.....	30
3.3 Parametri ricavabili dai rilevamenti <i>in situ</i>	31
4. ANALISI DELLE IMMAGINI IN LABORATORIO	32
4.1 Categorie di organismi.....	32
Scheda 2 - Categorie di organismi (taxa/gruppi).....	33
4.2 Software e dispositivi per l'analisi delle immagini.....	35
Scheda 3 - Analisi di immagini con ImageJ: guida rapida.....	36
4.3 Calcolo delle abbondanze e format excel.....	38
4.4 Parametri ricavabili dall'analisi delle immagini fotografiche.....	38
5. ANALISI DEI DATI: COSTRUZIONE DATABASE E CALCOLO INDICI DI QUALITÀ ECOLOGICA	39
5.1 Impostazione format excel e costruzione database STAR.....	39
Scheda 4 - Format calcolo ESCA.....	41
Scheda 5 - Format calcolo COARSE.....	43
Scheda 6 - Format calcolo ISLA.....	45
6. CONFRONTO FRA INDICI E APPLICAZIONE INTEGRATA	46
Box 1 - Interconfronto ESCA vs COARSE: caso studio di applicazione lungo le coste del Mediterraneo Occidentale.....	47
6.1 Conclusioni e prospettive future.....	50

BIBLIOGRAFIA.....	52
ALLEGATO A - Tabelle per il calcolo degli indici di qualità ecologica.....	60

PARTE INTRODUTTIVA

1. HABITAT A CORALLIGENO

1.1 Definizione e importanza ecologica del coralligeno

Definizione e distribuzione

Il termine “coralligeno” fu proposto e introdotto per la prima volta da Marion nel 1883, con l’intento di descrivere un habitat del Golfo di Marsiglia compreso tra la prateria a *Posidonia oceanica* dell’infraitorale e la biocenosi dei fanghi terrigeni costieri del circoalitorale: una zona di transizione situata tra i 30 e i 130 m di profondità. Più tardi Pérès e Picard (1951, 1964) considerarono il coralligeno come una biocenosi. Nel maggio 2006, il RAC/SPA (Regional Activity Centre for Specially Protected Areas, Centro di Attività Regionale dell’UNEP/MAP nell’ambito della Convenzione di Barcellona) ha proposto la seguente definizione di coralligeno: “il coralligeno è considerato come un tipico paesaggio sottomarino mediterraneo formato da strutture algali coralline che crescono in condizioni di scarsa illuminazione e in acque relativamente calme” (Ballesteros, 2006; UNEP/MAP-RAC/SPA, 2008). Il coralligeno viene quindi riconosciuto come un substrato duro di origine biogenica prodotto principalmente dall’accumulo di alghe calcaree incrostanti che crescono in particolari condizioni ambientali e che viene successivamente consolidato dalla crescita di organismi animali calcarei.

Il coralligeno può svilupparsi tra i 25 e i 200 m di profondità. La distribuzione del coralligeno è regolata da una combinazione di fattori biotici e abiotici tra i quali la luce, i nutrienti, la circolazione delle acque, la temperatura, il deposito di sedimenti e le interazioni biologiche. Le strutture coralligene per la loro formazione hanno necessità ben precise: luminosità ridotta, temperatura bassa e relativamente costante, acque limpide con scarsa risospensione e idrodinamismo presente, ma non eccessivo.

Biocostruzione e struttura

Il coralligeno è un habitat caratterizzato da una biocostruzione che è il risultato dell’accumulo di scheletri carbonatici che molte specie vegetali e animali producono e che danno origine a strutture macroscopiche che si mantengono nel tempo. Le alghe rosse (Rhodophyta) calcaree appartenenti alla sottoclasse delle Corallinophycidae sono i principali costruttori del coralligeno; in particolare *Mesophyllum alternans* è la specie più importante nelle formazioni del Mediterraneo Nord-Occidentale e soprattutto in acque poco profonde. Con l’aumento della profondità, i principali costruttori diventano *Lithophyllum frondosum*, *Lithophyllum stictiforme* e *Neogoniolithon mamillosum* (Figura 1.1). Le strutture edificate dalle alghe coralline vengono poi rafforzate da quegli organismi che vengono definiti biocostruttori secondari, come le Peyssoneliaceae e varie specie di policheti, sclerattinie (ex madreporari) e briozoi (Figure 1.2, 1.3). Le strutture coralligene aumentano in dimensione grazie all’accumulo progressivo del prodotto di calcificazione di generazioni successive di alghe. Il tasso di crescita stimato per le concrezioni coralligene è di circa $0,006/0,83 \text{ mm}\cdot\text{a}^{-1}$ (Ballesteros, 2006). La dinamica di accrescimento è però in parte controbilanciata da fenomeni di demolizione meccanica o dall’azione di organismi demolitori che sono in grado di perforare, sgretolare o dissolvere il carbonato di calcio attraverso diversi sistemi. Particolarmente importanti sono le spugne (es. genere *Cliona*) e i molluschi (ad es. il “dattero di mare”, genere *Lithophaga*) (Figura 1.4). I biodemolitori possono essere distinti in tre diverse categorie: perforatori, microporatori e macroporatori (Ballesteros, 2006).

Biodiversità e valenza ecologica del coralligeno

Il coralligeno è considerato il secondo più importante “hot spot” di biodiversità Mediterranea, dopo le praterie di *Posidonia oceanica* (Bouderesque, 2004). Tuttavia, in assenza di una stima precisa del numero di specie presenti e considerata la complessità strutturale dei suoi popolamenti, si ritiene che l’habitat a coralligeno ospiti più specie di qualsiasi altra comunità Mediterranea (Ballesteros, 2006).

La biocostruzione porta ad un aumento dell’eterogeneità spaziale, ad una maggior complessità strutturale e quindi ad un arricchimento in microhabitat determinando un aumento della biodiversità (Figura 1.5). La struttura cavernosa del coralligeno ospita una comunità molto complessa di organismi dominata da filtratori (spugne, idrozoi, antozoi, briozoi, serpulidi, molluschi, tunicati), mentre all’interno delle crepe e degli interstizi è presente un’endofauna molto ricca e diversificata (policheti e crostacei) (Cocito, 2004) (Figura 1.6).

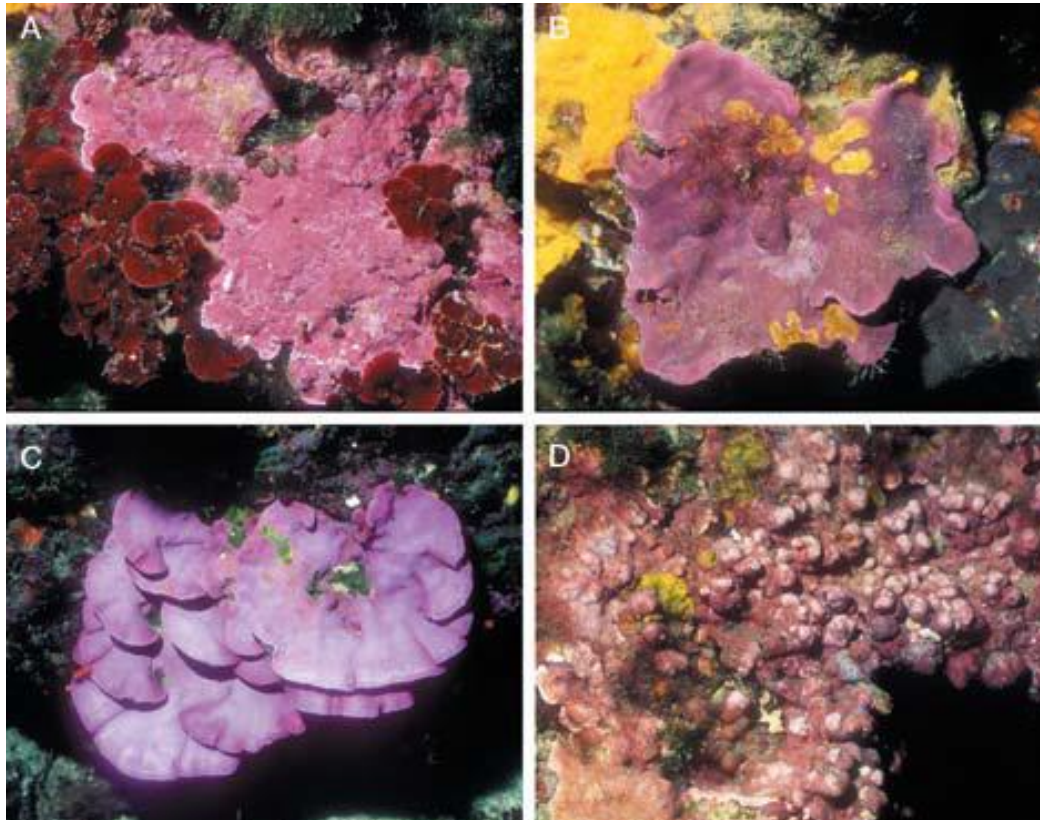


Figura 1.1 – Alghe rosse calcaree principali costruttori del coralligeno: A) *Mesophyllum alternans*; B) *Lithophyllum frondosum*; C) *Lithophyllum stictiforme*; D) *Neogoniolithon mamillosum* (da Ballesteros, 2006)

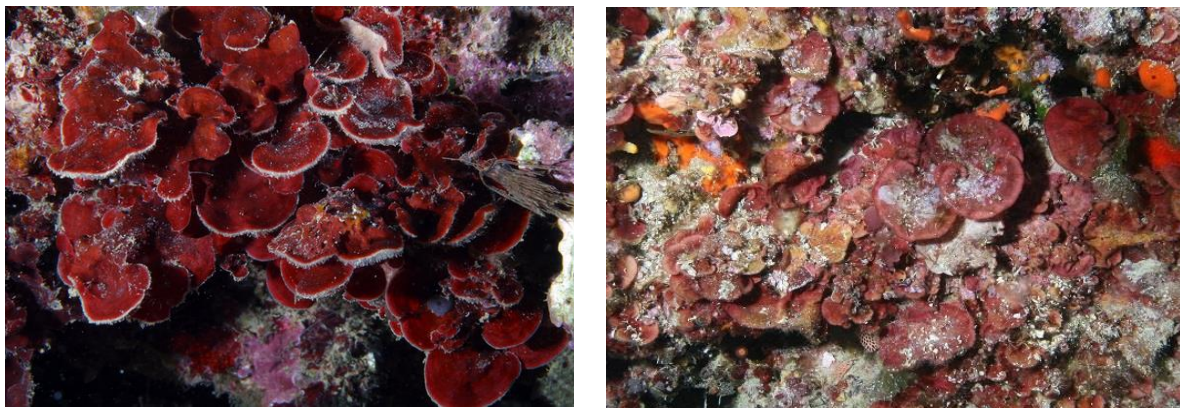


Figura 1.2 – Specie algali biocostruttori secondari (famiglia Peyssonneliaceae) (foto Andrea Lampis)

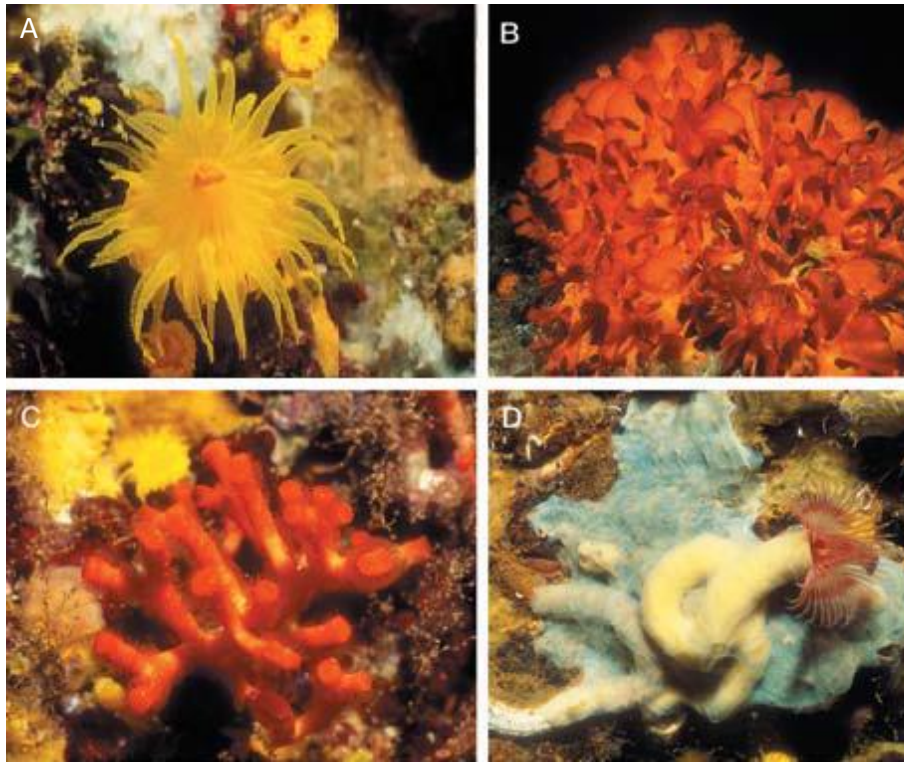


Figura 1.3 – Specie animali biocostruttori secondari. A) Sclerattinie (ex Madreporari) (*Leptopsammia pruvoti*); B e C) Briozoi (*Pentapora fascialis* e *Myriapora truncata*); D) Policheti (*Serpula vermicularis*) (da Ballesteros, 2006)

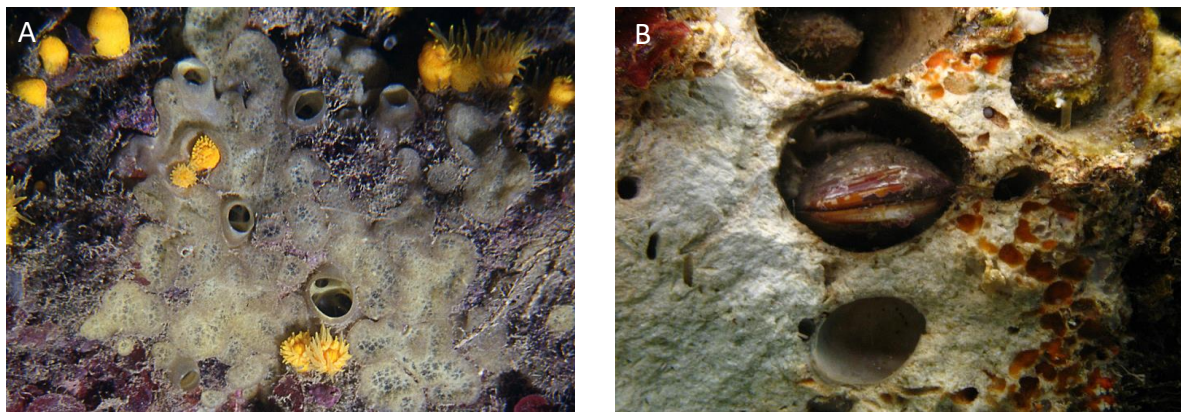


Figura 1.4 – Organismi animali demolitori. A) Spugne (*Cliona viridis*) (foto Simone Bava); B) Molluschi (*Lithophaga lithophaga*) (foto Anthony Leydet)

Nel 1982 Hong propose una classificazione basata su quattro diverse categorie di invertebrati che possono essere distinte rispetto alla loro posizione e al loro significato ecologico nella struttura del coralligeno (Hong, 1982):

- 1) La fauna che contribuisce alla costruzione e che aiuta a sviluppare e consolidare le concrezioni già realizzate dalle alghe calcaree. Si tratta di diversi briozoi, policheti (serpulidi), coralli e spugne. Essa rappresenta circa il 24% del numero totale di specie;
- 2) La criptofauna che colonizza i piccoli fori e le fessure della struttura coralligena. Essi rappresentano circa il 7% delle specie, si tratta di diversi molluschi, crostacei e policheti;
- 3) L'epifauna (che vive sopra le concrezioni) e l'endofauna (che vive all'interno dei sedimenti) comprendono un gran numero di specie (circa 67%);
- 4) Le specie biodemolitrici, che rappresentano solo l'1%.

I popolamenti coralligeni rivestono un'enorme importanza ecologica ed economica in quanto: i) sono caratterizzati da una grande ricchezza di habitat ed un'elevata diversità in specie; ii) rappresentano un'importante risorsa economica per la presenza di molte specie commerciali (es. aragoste, corallo rosso); iii) sono tra gli ambienti più apprezzati dai subacquei, e quindi di grande valore estetico e turistico; iv) gli organismi calcarei sono fondamentali nel bilancio della CO₂.



Figura 1.5 – Struttura e biodiversità dell'habitat a coralligeno (foto Alessandro Tommasi)

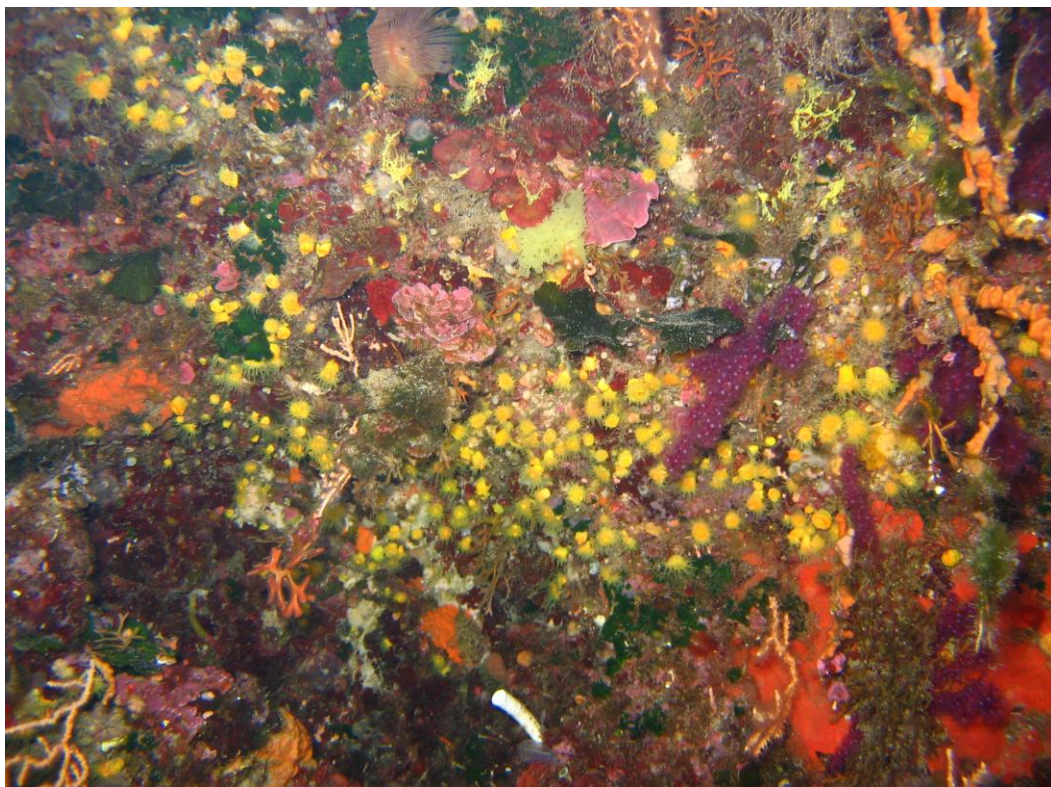


Figura 1.6 – Dettaglio di una parete a coralligeno: ricchezza in microhabitat e biodiversità (foto Andrea Lampis)

1.2 Tipologie di coralligeno

La morfologia e la struttura del coralligeno dipendono principalmente dalla profondità, dalla topografia e dalle specie di biostrutturatori presenti (Laborel, 1987). Molte tipologie di coralligeno sono state descritte (Bosence, 1983, 1985; Di Geronimo et al., 2001; Ballesteros, 2006; Bracchi et al., 2015), ma la suddivisione più utilizzata è quella che distingue il coralligeno su base geomorfologica tra scogliere o cornici e le piattaforme o banchi (Pérès & Picard 1964; Ballesteros, 2006; SPA/RAC-UN Environment/MAP, 2019).

Le scogliere coralligene (Figure 1.7, 1.8) si sviluppano su substrati rocciosi circalitorali costieri per lo più tra 30 e 90 m, ma si possono trovare tra 15 e 130 m a seconda delle condizioni ambientali (torbidità dell'acqua, correnti, esposizione, pendenza del fondo). Lo spessore delle strutture calcaree può variare da 20-25 cm a più di 2 m e solitamente aumenta con la profondità. Sono state descritte due forme principali di scogliere coralligene: il coralligeno di parete (o falesia) che si sviluppa sui substrati verticali o subverticali con concrezioni più o meno spesse e il coralligeno che forma agglomerati biogeni spessi anche diversi metri sui substrati rocciosi orizzontali (EUNIS, 2019).

Le piattaforme coralligene (Figura 1.9) sono grandi biostrutture tabulari che si sviluppano su fondi più o meno orizzontali della piattaforma continentale, per lo più tra 40 e 120 m di profondità. Sono in genere circondati da substrati sedimentari e possono svilupparsi dalla coalescenza di rodoliti o crescere su affioramenti rocciosi. Lo spessore delle strutture biogene può variare da pochi centimetri a diversi metri e la geometria di questo habitat è molto variabile: da forme circolari a ellissoidali o subrettangolari, più o meno allungate, che coprono da pochi metri quadrati a decine di chilometri quadrati (Bracchi et al., 2015).

Sebbene entrambi i tipi di coralligeno si possano trovare in un ampio intervallo batimetrico, i popolamenti che si sviluppano su parete verticale caratterizzano i sistemi rocciosi costieri fino a 40/50 m di profondità, mentre i banchi di coralligeno si sviluppano principalmente su piattaforme continentali più profonde (Ballesteros, 2006; Cánovas-Molina et al. al., 2016).

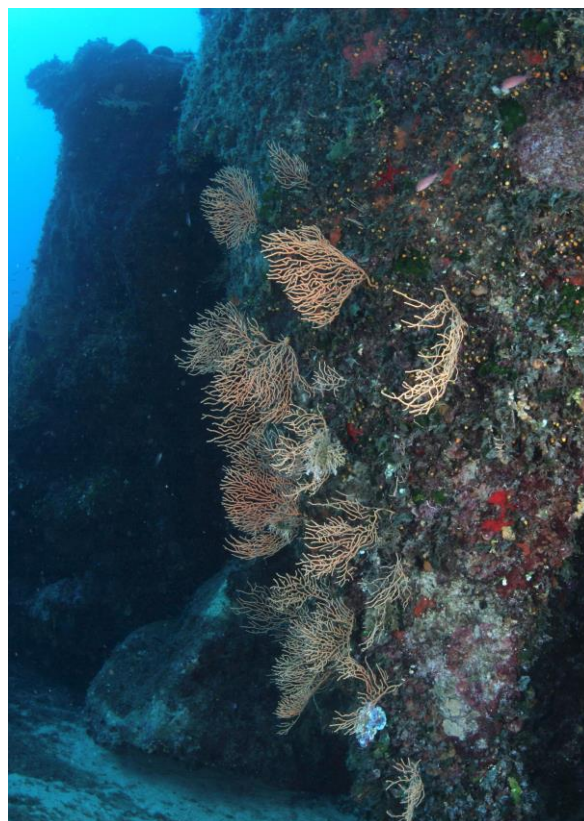
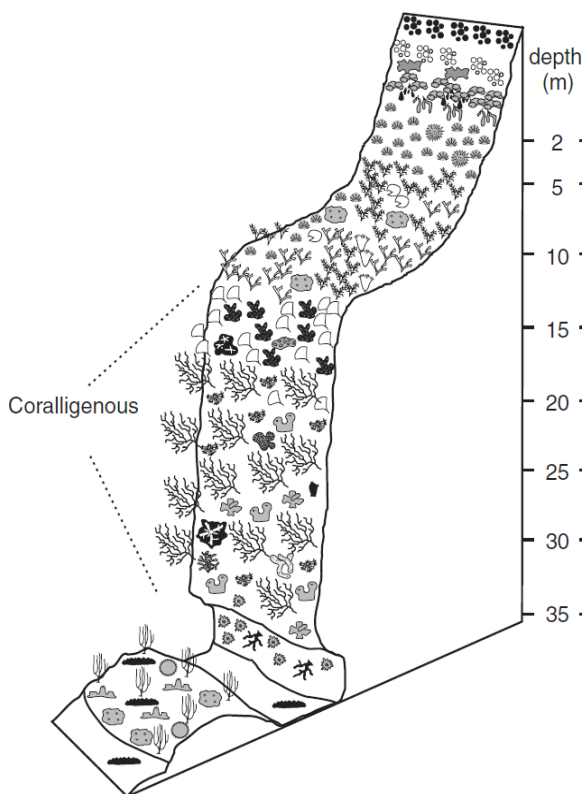


Figura 1.7 – Struttura del coralligeno di parete (da Ballesteros, 2006, modificato)

Figura 1.8 – Coralligeno di parete (foto Edoardo Casoli)

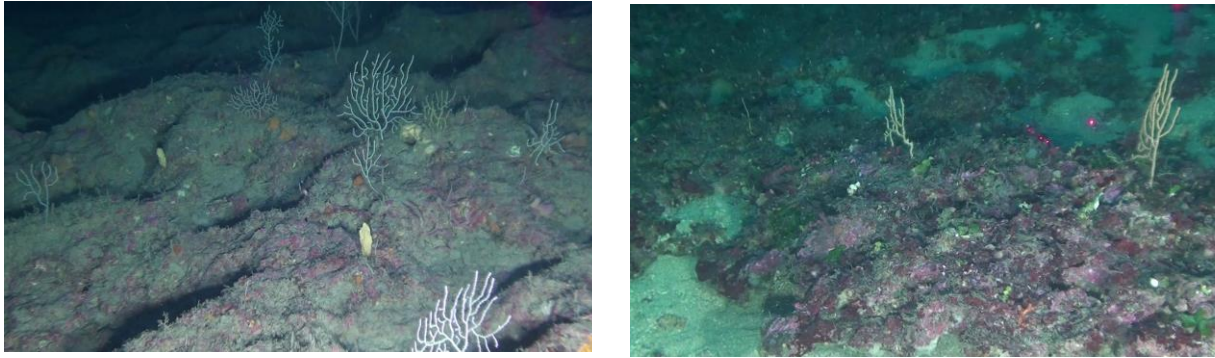


Figura 1.9 – Esempi di coralligeno di piattaforma (foto tratte da immagini ROV)

1.3 Pressioni antropiche

L'habitat a coralligeno è il risultato di un perfetto equilibrio dinamico tra organismi biocostruttori e biodemolitori. Quando questo equilibrio si rompe, prevalgono i processi demolitori e il coralligeno inizia a degradarsi. La rottura dell'equilibrio può essere legata a moltissime cause, anche naturali, ma più facilmente legate alle pressioni antropiche che agiscono sia localmente sia su ampia scala. Il coralligeno si sviluppa in condizioni ambientali particolari e stabili, ogni variazione di queste condizioni può essere fatale per organismi che non sono adattati al cambiamento. Il coralligeno è pertanto un ecosistema fragile, particolarmente sensibile alle alterazioni ambientali e quindi minacciato dai cambiamenti climatici, dalla distruzione meccanica e dalla modificazione dei parametri fisici e chimici delle acque (Piazzi et al., 2012; Gatti et al., 2015b; Cánovas Molina et al., 2016; Montefalcone et al., 2017).

Cambiamenti climatici e acidificazione degli oceani

I cambiamenti climatici possono agire in vario modo sui popolamenti coralligeni. Un innalzamento della temperatura per periodi prolungati al di sotto del termoclino può causare la morte di organismi stenotermi sia direttamente sia favorendo il proliferare di patogeni; morie su grande scala di antozoi e di alghe coralline sono state più volte descritte in questi ultimi anni (Cerrano et al., 2000; Garrabou et al., 2001, 2009; Bramanti et al., 2005, 2013) (Figura 1.10A,B).

L'incremento di anidride carbonica nell'atmosfera dovuto all'utilizzo dei combustibili fossili e alla deforestazione ne determina un aumento anche nelle acque marine. La CO_2 disciolta nel mare ha la tendenza a reagire chimicamente con l' H_2O formando altri composti (H_2CO_3 , HCO_3^- , H^+ , CO_3^{2-}) provocando un aumento dell'acidità delle acque. Questo decremento del valore del pH può avere gravi conseguenze per gli ecosistemi marini in quanto può limitare la disponibilità di carbonato di calcio (CaCO_3), un minerale fondamentale per la composizione degli scheletri e dei gusci di molti organismi marini, comprese le alghe coralline e altre specie costruttrici del coralligeno. Vi è infatti un limite definito "di saturazione" oltre il quale il CaCO_3 tende a sciogliersi portando ad un decremento dei fenomeni biocostruttivi (Rodolfo-Metalpa et al., 2009; Lombardi et al., 2011).

L'incremento di temperatura può favorire l'insorgere di fenomeni come lo sviluppo di mucillagini planctoniche e bentoniche (Figura 1.10C). Queste ultime, in particolare, sono prodotte da macro (Phaeophyceae) e microalghe (Chrysophyceae) sia native sia introdotte, che vanno a coprire tutti gli organismi sessili causandone la morte. Gli organismi più sensibili a questo fenomeno sono le gorgonie (Giuliani et al., 2005), ma ultimamente sono state registrate morie di altri organismi e delle stesse alghe coralline (Schiaparelli et al., 2007; Piazzi et al., 2018a).

Specie aliene invasive

Alcune specie introdotte sono riuscite ad adattarsi all'habitat coralligeno e sono divenute invasive (Boudouresque & Ribera, 1994; Boudouresque & Verlaque, 2002). Attualmente solo alcune specie algali introdotte minacciano la biostruttura in ristrette zone del Mediterraneo. Possiamo probabilmente considerare l'alga rossa *Womersleyella setacea* la specie invasiva più dannosa per il coralligeno: distribuita lungo quasi tutto il bacino del Mediterraneo, forma densi tappeti dello spessore di 1-2 cm al

di sopra delle concrezioni calcaree formate dalle alghe coralline (Ballesteros, 2004) (Figure 1.10D, 1.11A). Il denso tappeto di *W. setacea* riduce la disponibilità di luce per le altre alghe, provocando un decremento del tasso di accrescimento, e aumenta il tasso di sedimentazione (Airoldi et al., 1995) inibendo la crescita di altre specie macroalgali (Piazzi et al., 2007a). È stato anche osservato che la ricchezza di specie è nettamente inferiore nei siti colonizzati da questa specie invasiva, rispetto a quelli non colonizzati (Piazzi et al., 2004).

Un'altra specie aliena in grado di formare densi tappeti di feltro algale è *Acrothamnion preissii* che ha la capacità di svilupparsi in acque profonde ma è stata rinvenuta solo nelle coste delle isole Baleari (Ballesteros, 2006) dove non è mai dominante ma cresce in associazione a *W. setacea* (Figure 1.10D, 1.11A).

Sono state segnalate anche altre due specie aliene, *Asparagopsis taxiformis* (Ballesteros & Rodríguez-Prieto, 1996) e *Lophocladia lallemandii* (Patzner, 1998), che risultano essere abbondanti nella fascia costiera delle isole Baleari, in acque sia profonde sia relativamente basse.

Caulerpa taxifolia rappresenta un ulteriore esempio di specie aliena altamente infestante, è un'alga verde tropicale appartenente alla famiglia delle Caulerpaceae che solitamente cresce in acque relativamente poco profonde (Meinesz & Hesse, 1991), ma è stata rinvenuta anche a 99 m di profondità in una località della Francia (Cap Martin) dove ha invaso l'intera comunità coralligena (Belsher & Meinesz, 1995).

Indubbiamente più pericolosa è la congenere *Caulerpa cylindracea*, fortemente invasiva nell'habitat coralligeno con effetti negativi soprattutto sugli organismi sessili e incrostanti (Piazzi et al., 2007a; Piazzi & Balata, 2009; Gatti et al., 2015b, 2017) (Figura 1.11B). La maggior parte degli organismi sessili può recuperare parzialmente o completamente durante il periodo di riposo vegetativo di *C. cylindracea*, (Piazzi & Ceccherelli, 2006; Klein & Verlaque, 2009), ma questo periodo non è sufficiente per le alghe coralline (Garrabou & Ballesteros, 2000) e ciò contribuisce ad aggravare l'impatto sugli habitat a coralligeno (Piazzi et al., 2012).

Eutrofizzazione

La presenza di acque reflue urbane, agricole e industriali provoca un incremento della concentrazione dei nutrienti che a sua volta porta ad un decremento della biodiversità e della biomassa di molti organismi sensibili, una modificazione della struttura dei popolamenti e un decremento del tasso di accrescimento del coralligeno (Hong, 1983; Piazzi et al., 2011; Gatti et al., 2015a, 2015b). Nonostante la scarsità di dati relativi all'azione delle sostanze inquinanti sulla crescita delle alghe coralline, è noto che gli ioni ortofosfato ne inibiscono la calcificazione (Simkiss, 1964). Inoltre, Hong (1980) ha dimostrato che con l'aumento dell'inquinamento i grandi talli di *Mesophyllum alternans* vengono sostituiti da Peyssonneliaceae, che però hanno una capacità costruttiva molto inferiore (Sartoretto, 1996) e contemporaneamente si ha un aumento delle specie biodemolitrici.

Sedimentazione

L'incremento di sedimenti fini nelle aree costiere legato al disboscamento, al dilavamento delle terre emerse e agli interventi umani sulla linea di riva, può causare danni diretti e indiretti ai popolamenti coralligeni. Gli effetti diretti comprendono la copertura e il soffocamento degli organismi sessili, l'abrasione e il danneggiamento degli organismi più sensibili a vantaggio di quelli più opportunisti (Balata et al., 2005, 2007a,b) (Figura 1.10E). Questi meccanismi portano ad un decremento della biodiversità e ad un cambiamento strutturale dei popolamenti che divengono dominati da specie opportuniste (Balata et al., 2005, 2007). Il principale effetto indiretto è l'incremento della torbidità delle acque che causa la morte delle alghe nelle aree più profonde e di conseguenza un arretramento verso la superficie del limite inferiore del coralligeno (Piazzi et al., 2012).

Distruzione meccanica

Molte attività umane possono causare la distruzione meccanica delle strutture calcaree biocostruite. La pesca a strascico è il metodo di pesca considerato più distruttivo e sta causando il degrado di vaste aree di concrezioni di coralligeno (Boudouresque et al., 1990) provocando in maniera diretta un danno meccanico (abbattendo la biostruttura) e in maniera indiretta influenzando negativamente la produzione fotosintetica delle alghe erette e incrostanti come conseguenza dell'aumento della torbidità e dei tassi di sedimentazione. Anche la pesca artigianale e quella sportiva possono però creare importanti danni agli organismi più sensibili del coralligeno che possono essere danneggiati o asportati da attrezzi da pesca come lenze e reti da posta (Bavestrello et al., 1997; Ferrigno et al., 2018), sia nel corso della stessa attività di pesca, sia al di fuori di questa, come nel caso dell'abbandono involontaria di reti da pesca incagliate o danneggiate che vanno a costituire le cosiddette "reti fantasma". Una volta rimaste sul fondo,

queste continuano inesorabilmente a danneggiare gli organismi bentonici e pelagici che vi rimangono intrappolati (Figura 1.10F).

Gli ancoraggi distruggono ampie porzioni di struttura biocostruita e rimuovono gli organismi che vi crescono sopra; un danneggiamento ripetuto nel tempo impedisce ai popolamenti di ricostituirsi portando al decremento delle biocostruzioni (Piazzi et al., 2012).

Anche le attività subacquee, se mal gestite, possono influenzare gli organismi più sensibili del coralligeno, come le gorgonie e i briozoi eretti. Alcuni studi hanno rilevato che la densità e il diametro delle colonie di briozoi (soprattutto di *Pentapora fascialis*) si riducono in maniera significativa nei siti altamente frequentati dai subacquei (Garrabou et al., 1998; De la Nuez-Hernández et al., 2014).

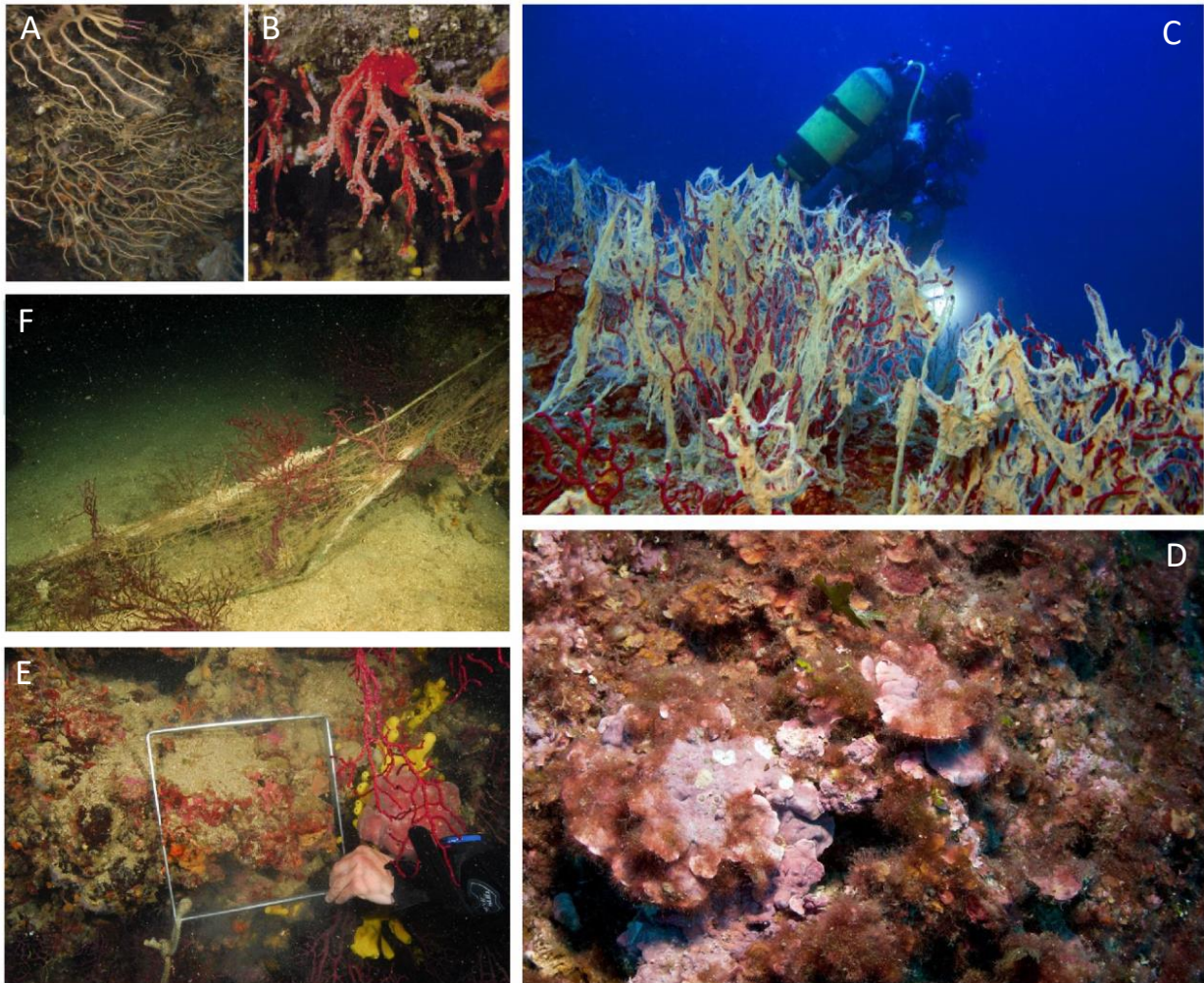


Figura 1.10 – Pressioni che danneggiano l’habitat a coralligeno (da Garrabou et al., 2014, modificato). Mortalità legata al cambiamento climatico globale: A) rami nudi (privi di tessuto) della gorgonia *Paramuricea clavata* (da Garrabou et al., 2009), B) tessuto necrotico (di colore grigiastro) del prezioso corallo rosso *Corallium rubrum* (da Cerrano et al., 2000) e C) aggregati algali mucilluginosi su rami gorgonali (foto Sara Kaleb); D) feltro algale di *Womersleyella setacea* (foto Ante Žuljvić); E) sedimentazione su affioramenti coralligeni a dominanza di alghe coralline; F) impatto distruttivo delle reti da pesca (foto Petar Kružić)

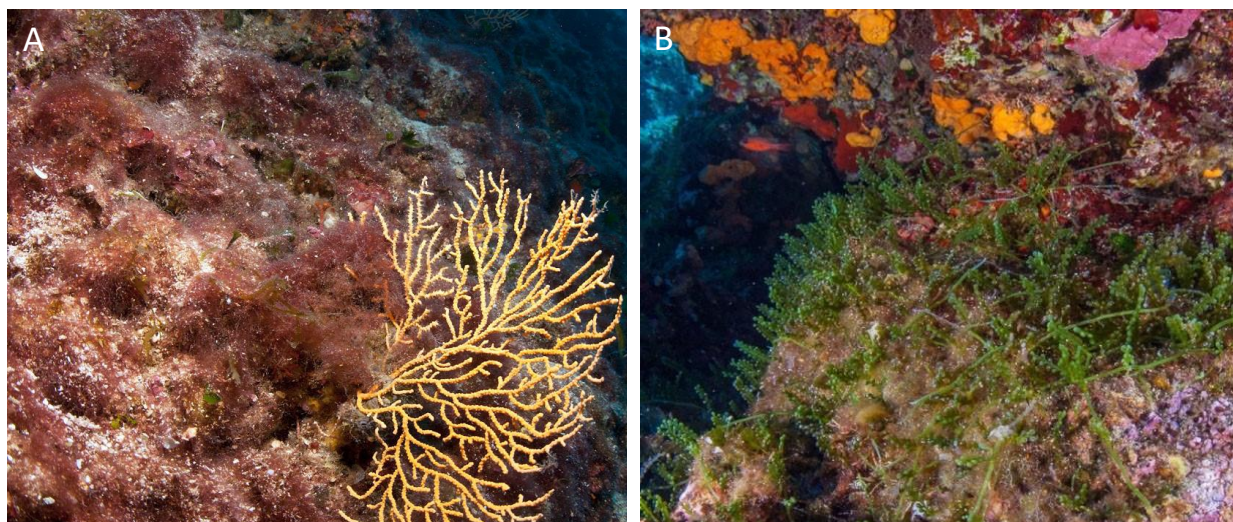


Figura 1.11 – Popolamenti coralligeni invasi da A) *Womersleyella setacea* (foto Ante Žuljvić) e B) *Caulerpa cylindracea* (foto Yannis Issaris)

1.4 Il coralligeno di parete: descrizione e valenza ecologica

Descrizione

Il coralligeno di parete presenta normalmente una struttura stratificata: le alghe coralline creano un substrato secondario che ricopre il fondo roccioso costituendo a loro volta substrato per l'impianto di specie prostrate ed erette (Ballesteros, 2006). Esso può anche presentare differenti fisionomie in relazione a fattori biogeografici, ambientali e biotici, che si è cercato più volte di classificare in comunità, associazioni o *facies* (True, 1970; Augier & Boudouresque, 1975; Giaccone, 2007).

I popolamenti, infatti, possono essere dominati da organismi animali o vegetali in risposta ai fattori ambientali dominanti. Tra quelli animali, vengono considerati i popolamenti a *Paramuricea clavata*, a *Eunicella cavolini*, a *Eunicella singularis*, a *Leptogorgia sarmentosa*, a *Parazoanthus axinellae* e a *Corallium rubrum* (True, 1970; Augier & Boudouresque, 1975; Giaccone, 2007; Casas-Guell et al., 2015, 2016), ma in alcuni casi possono divenire dominanti le spugne (come nel Mediterraneo Orientale, Pérès & Picard, 1968) o i briozoi (Zabala, 1986). Tra i principali taxa vegetali possiamo ricordare le Fucales (*Cystoseira zosteroides*, *C. spinosa*, *C. usneoides*, *Sargassum hornschurchii*), le grandi alghe brune a tallo laminare (*Laminaria rodriguezii*, *Phyllariopsis brevipes*), le alghe rosse laminari (generi *Sebdenia*, *Kallymenia*, *Fauchea*, etc.) e *Halimeda tuna* (Ballesteros, 2006; Giaccone, 2007). In molti casi manca lo strato elevato, costituito principalmente da grandi antozoi eretti, e i popolamenti sono caratterizzati principalmente da macroalghe o briozoi (Figure 1.12 e 1.13)

Il coralligeno di parete come indicatore di impatto antropico

Il coralligeno di parete e quello di piattaforma sono, per la maggior parte dei casi, soggetti a differenti tipi di impatto antropico (Piazzi et al., 2019). Il coralligeno di piattaforma è esposto a pressioni che agiscono a profondità maggiori, quali ad esempio l'accumulo di sedimenti e di rifiuti solidi e la pesca a strascico (Colloca et al., 2003; Watters et al., 2010; Mordecai et al., 2011; Ferrigno et al., 2018; Enrichetti et al., 2019). Al contrario, la maggiore vicinanza alla costa rispetto a quello di piattaforma, rende il coralligeno di parete più soggetto a quelle alterazioni ambientali legate all'antropizzazione della fascia costiera e alle minori profondità, tra le quali possiamo ricordare l'incremento di nutrienti, l'inquinamento chimico delle acque, l'incremento di sedimentazione di origine terrigena, la frequentazione subacquea, gli ancoraggi e i danni da pesca sportiva e artigianale, lo sviluppo di mucillagini, l'invasione di specie aliene e l'arrivo di patogeni (Bavestrello et al., 1997; Balata et al., 2005; Piazzi & Balata, 2011). Per questi motivi il coralligeno di parete è da considerarsi un ottimo indicatore di impatti legati alle attività antropiche che interessano l'adiacente fascia costiera (Deter et al., 2012; Piazzi et al., 2012, 2017; Cecchi et al., 2014; Gatti et al., 2015a; Montefalcone et al., 2017; Sartoretto et al., 2017). Inoltre, data la minore profondità a cui si sviluppa, il coralligeno di parete è

particolarmente esposto agli effetti dei cambiamenti climatici legati al riscaldamento delle acque superficiali (Cerrano et al., 2000; Giuliani et al., 2005; Linares et al., 2010; Gatti et al., 2015b, 2017; Bianchi et al., 2019a,b).



Figura 1.12 – Coralligeno di parete caratterizzato dalla presenza di grandi antozoi eretti (foto Edoardo Casoli)

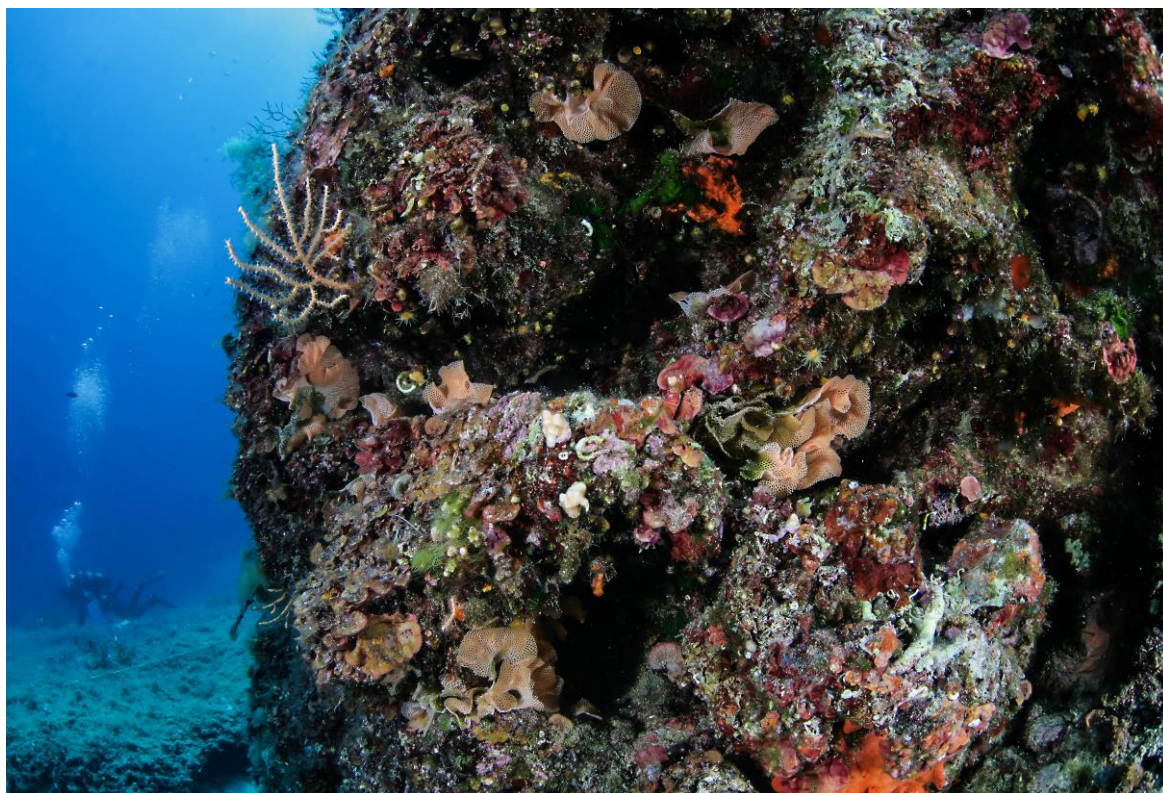


Figura 1.13 – Coralligeno di parete caratterizzato da assenza, o presenza rara, di grandi antozoi eretti (foto Edoardo Casoli)

1.5 Conservazione e protezione dell'habitat coralligeno: politiche ambientali ed evoluzione del quadro normativo

Nonostante l'importanza delle biocenosi coralligene e l'elevato valore ecologico di molte delle specie in esso presenti (alcune delle quali legalmente protette come ad es. *Savalia savaglia*, *Spongia officinalis*, etc.), ci son voluti molti anni prima che le politiche di conservazione e protezione dell'ambiente marino elaborassero dei riferimenti normativi specifici per questo tipo di habitat.

La Direttiva 92/43/CEE (Commissione Europea 1992, Direttiva Habitat recepita in Italia con il D.P.R. 357/1997 e smi) è la prima normativa europea che introduce misure volte ad assicurare il mantenimento o il ripristino di habitat e specie di interesse comunitario e rappresenta per questo la pietra miliare nell'attuazione delle politiche di conservazione della biodiversità in Europa. Essa prevede l'istituzione di una rete ecologica europea di siti protetti, realizzata designando Zone Speciali di Conservazione (ZSC) per quegli habitat e specie indicati come "prioritari" nei suoi allegati. Le ZSC, insieme alle Zone di Protezione Speciale (ZPS) (Direttiva 79/409/CEE, Direttiva Uccelli), costituiscono la rete Natura 2000, aree naturali protette istituite dalla Comunità Europea allo scopo di tutelare lo stato di conservazione di specie e habitat che necessitano di mirate azioni di protezione.

In questo quadro, l'unico habitat di acque marino-costiere indicato come "prioritario" nella lista degli habitat di interesse comunitario è la prateria di *Posidonia oceanica* (Habitat 1120, Allegato I, Direttiva Habitat). L'habitat a coralligeno, invece, non viene specificatamente menzionato, bensì incluso in un tipo di habitat più generico, quello delle "scogliere" (Habitat 1170, Allegato I, Direttiva Habitat). Di conseguenza, negli anni del recepimento della Direttiva 92/43/CEE, uno degli habitat più importanti e sensibili del Mediterraneo rimaneva sostanzialmente escluso dalla lista dei Siti di Interesse Comunitario (SIC) e quindi dalla designazione di ZSC per la sua tutela e conservazione.

In molti casi si instaurava comunque un regime di protezione "di fatto", ovvero indirettamente qualora nelle zone designate per la conservazione degli altri habitat o delle specie normate fossero presenti anche popolamenti coralligeni. Tuttavia, non essendo la legislazione "mirata", il coralligeno presente al di fuori delle aree designate rimaneva escluso dai piani di monitoraggio e conservazione mentre per quello presente in suddette aree non si prevedeva l'applicazione di piani *ad hoc*.

L'ultima Decisione di Esecuzione UE 2019/22 (Commissione Europea 2019), che adotta il dodicesimo aggiornamento dell'elenco dei SIC per la regione biogeografia mediterranea, estende questa protezione di fatto ad alcuni dei popolamenti coralligeni di maggior pregio presenti in Mediterraneo. Tuttavia, in linea con l'impianto normativo della Direttiva, il vincolo di protezione non è specifico per l'habitat a coralligeno in quanto tale ma piuttosto legato alla sua presenza all'interno del SIC.

Qualche anno dopo la prima emanazione della Direttiva Habitat, i *reefs* a coralligeno vengono inseriti tra gli habitat prioritari di salvaguardia del protocollo SPA/BD (Specially Protected Areas and Biological Diversity in the Mediterranean) per i quali la Convenzione di Barcellona richiedeva una protezione rigorosa.

La Convenzione di Barcellona, nata nel '76 come "Convenzione per la protezione del Mar Mediterraneo dall'inquinamento" sotto l'egida dell'UNEP (United Nations Environment Programme), è lo strumento giuridico e operativo del Piano d'Azione delle Nazioni Unite per il Mediterraneo (MAP) (Decisione del Consiglio 1977). Emendata nel 1995 a "Convenzione per la protezione dell'ambiente marino e della regione costiera del Mediterraneo", viene ratificata dall'Italia nel 1999 (Legge n.175 del 27 maggio 1999) ed entra in vigore nel 2004. MAP è uno sforzo di cooperazione regionale che coinvolge oggi 21 paesi che si affacciano sul Mar Mediterraneo e l'Unione Europea. Nell'ambito del MAP, le parti contraenti della Convenzione di Barcellona e suoi protocolli si impegnano ad affrontare le sfide della protezione dell'ambiente marino-costiero, con la pianificazione integrata e la gestione delle zone costiere, rafforzando i piani regionali e nazionali per realizzare uno sviluppo sostenibile. I principali obblighi delle parti contraenti riferiscono ad azioni precauzionali per prevenire, combattere ed eliminare l'inquinamento dell'area del Mar Mediterraneo e per proteggere e valorizzare l'ambiente marino; allo scopo, la convenzione si è dotata di 7 protocolli di attuazione, tra cui il Protocollo SPA/BD sulle Aree Protette di Particolare Interesse e sulla Biodiversità nel Mediterraneo.

Con l'emanazione delle Direttive Quadro Europee (Acque, WFD 2000/60/CE e Strategia Marina, MSFD 2008/56/CE) si apre un nuovo scenario nel panorama legislativo europeo che sperimenta per la prima volta l'approccio "ecologico" ed "ecosistemico" proposto dalle normative. Tuttavia, passeranno altri dieci anni dall'emanazione della prima Direttiva Quadro prima che il coralligeno diventi oggetto di una legislazione specifica e mirata.

La Direttiva Quadro 2000/60/CE (Commissione Europea, 2000), recepita nell'ordinamento nazionale tramite il D.Lgs 152/2006, introduce un approccio innovativo nella legislazione europea in materia di

acque, tanto dal punto di vista ambientale, quanto amministrativo-gestionale. Essa istituisce infatti un quadro di riferimento per l'azione comunitaria in materia di acque ai fini della tutela e gestione delle risorse idriche quali acque interne superficiali e sotterranee, acque di transizione e costiere. La direttiva persegue obiettivi ambiziosi: prevenire il deterioramento qualitativo e quantitativo, migliorare lo stato delle acque e assicurare un utilizzo sostenibile, basato sulla protezione a lungo termine delle risorse idriche disponibili. Per la loro realizzazione, essa richiede un'attenta pianificazione di monitoraggi a breve e lungo termine, basata sull'analisi delle pressioni antropiche, nonché programmi di misure volte al ripristino delle buone condizioni ecologiche dei corpi idrici laddove il monitoraggio ne evidenzia il deterioramento.

Con la Direttiva 2000/60/CE, tuttavia, il quadro normativo sulla protezione e conservazione del coralligeno non cambia: in continuità con la precedente Direttiva Habitat, la normativa sulle acque marino-costiere si riferisce alla *Posidonia oceanica*, la quale viene inserita tra gli indicatori bentonici di impatto antropico, insieme al macrozoobenthos di fondo mobile e le macroalghe di fondi duri superficiali (da 0 a 3m). Tutte le altre comunità marine di fondo duro, animali e vegetali, presenti oltre i 3m di profondità rimangono escluse dalla definizione dello stato di qualità ecologica dei corpi idrici, ivi comprese le comunità coralligene del circalitorale.

È solo di recente quindi, con l'adozione del Piano d'Azione per la Conservazione del Coralligeno e altre concrezioni calcaree nel Mar Mediterraneo (UNEP/MAP 2008, 2017) nell'ambito della Convenzione di Barcellona, che vengono sollecitate azioni concrete di protezione (anche attraverso l'istituzione di nuove Aree Marine Protette mirate alla conservazione del coralligeno), enfatizzando la necessità di adottare metodi e programmi di monitoraggio standardizzati. Il piano d'azione indica tuttavia i percorsi e le azioni da eseguire per la protezione e conservazione del coralligeno, ma non è un programma giuridicamente vincolante. Pertanto, alla fine degli anni duemila non si disponeva ancora di una legislazione "mirata" ai *reefs* a coralligeno e, di conseguenza, mancavano specifici piani di monitoraggio e di gestione per la loro conservazione e protezione.

Una svolta in tal senso si avrà con la Direttiva Quadro Strategia Marina (MSFD, 2008/56/CE), normativa europea che introduce per la prima volta l'obbligo di valutare estensione e condizione degli habitat a coralligeno come parte del processo di definizione di stato dei descrittori "biodiversità" e "integrità del fondale marino".

La Direttiva 2008/56/CE (recepita in Italia con D.Lgs. 190/2010 e smi), è uno strumento innovativo per la protezione dei mari poiché costituisce il primo contesto normativo vincolante per gli Stati Membri che considera l'ambiente marino in un'ottica sistemica. Infatti, per prevenirne il degrado e ripristinare gli ecosistemi danneggiati, ogni Paese deve sviluppare la propria strategia, mettendo in atto misure necessarie a conseguire (o mantenere) un "buono stato ambientale" delle acque marine, intendendo con questa definizione lo stato degli ambienti marini che consenta di preservare la diversità ecologica e la vitalità di mari e oceani puliti, sani e produttivi, e l'utilizzo dell'ambiente marino ad un livello sostenibile.

Rispetto alla precedente Direttiva, quindi, la MSFD amplia gli orizzonti normativi sia in senso spaziale, poiché riferisce sia agli ambienti costieri che a quelli *off shore*, che metodologico, passando da un approccio "decostruttivo/strutturale", basato su Elementi di Qualità Biologica (EQB) definiti su scala di corpo idrico, a quello olistico/funzionale per cui è un set di 11 Descrittori che, nel loro insieme, riassumono lo stato ambientale di un intero sistema definito su scala di sottoregione marina. In questo quadro, è l'habitat marino nel suo complesso, e non più il singolo EQB, ad essere oggetto di monitoraggio e valutazione di qualità per la definizione del buono stato ecologico.

Pur basandosi su approcci opposti, le due Direttive convergono laddove la valutazione della condizione dell'habitat ai sensi della MSFD passa necessariamente per l'analisi della qualità delle comunità biologiche. Questa può essere fatta applicando indici multi-metrici habitat-specifici già impiegati nell'ambito della Direttiva 2000/60/CE oppure indici di nuova elaborazione, come nel caso degli ambienti marino costieri non normati dalla Direttiva 2000/60/CE (fondi duri del circalitorale).

L'approccio integrato della MSFD è uno dei maggiori punti di forza della Direttiva, la quale si candida anche per questo a diventare il pilastro ambientale della futura politica marittima dell'Unione Europea (Casazza et al. 2007). Il processo di integrazione proposto dalla Direttiva, infatti, non riguarda soltanto l'approccio metodologico di tipo ecosistemico, ma anche l'impianto normativo, con cui si richiede che l'applicazione della Direttiva 2008/56/CE sia condotta in modo coordinato e sinergico con le precedenti Direttive e in ottemperanza agli impegni presi nell'ambito degli accordi internazionali pertinenti relativi alla protezione dell'ambiente marino.

In particolare, la MSFD richiede una valutazione della condizione e dell'estensione degli habitat peculiari, riferendosi soprattutto a quelli indicati nella legislazione comunitaria (ad es. Direttiva Habitat) e nelle convenzioni internazionali come habitat di elevato interesse sotto il profilo scientifico e della

biodiversità. Inoltre, nella zona di sovrapposizione giuridica delle Direttive Quadro sulle Acque e sulla Strategia Marina (1 miglio dalla costa), si richiede la creazione di sinergie di monitoraggio che coprano l'intero *range* degli habitat sensibili presenti nelle acque marino-costiere, onde assicurare la complementarietà fra le due Direttive evitando al contempo inutili sovrapposizioni. Infine, la convergenza fra i criteri che definiscono alcuni descrittori della MSFD e gli elementi chiave delle Linee Guida IMAP (Integrated Monitoring and Assessment Programme of the Mediterranean Sea and Coast) (IMAP, 2016) consentono di sviluppare ulteriormente l'approccio ecosistemico come strategia integrata di attuazione del quadro giuridico della Convenzione di Barcellona e di farlo in piena coerenza con la Direttiva Quadro sulla Strategia Marina, contribuendo al processo di armonizzazione delle misure e dei programmi come richiesto dalla Convenzione e dai suoi protocolli.

Con il recepimento della Direttiva 2008/56/CE da parte degli stati membri viene quindi avviato un importante processo di legislazione europea mirata all'habitat a coralligeno il quale, per la sua elevata valenza ecologica e sensibilità alle pressioni antropiche, viene considerato dalla Direttiva un importante bioindicatore utile alla definizione di alcuni suoi descrittori. Ciò rappresenta la prima pietra miliare di un lungo percorso che, tra le altre cose, avrà il compito di colmare eventuali *gap* ereditati dalle legislazioni precedenti.

La mancanza di una legislazione mirata al coralligeno, infatti, ha avuto come diretta conseguenza la mancata costruzione di un database standardizzato a livello nazionale e mediterraneo da utilizzare sia come strumento conoscitivo che di gestione per la conservazione dell'habitat. Questo è uno dei motivi per cui il coralligeno è stato recentemente incluso nella Lista Rossa Europea degli Habitat (IUNC, 2016; Gubbay et al., 2016) come uno degli habitat marini carenti di dati, confermando così la necessità di indagini approfondite e piani di monitoraggio accurati (Ballesteros, 2008) già evidenziata negli anni precedenti dal Piano di Azione UNEP/MAP.

Tale necessità potrà essere in parte soddisfatta dai piani di monitoraggio sul coralligeno condotti in applicazione alla Direttiva 2008/56/CE (La Mesa et al., 2019). La normativa europea richiede infatti l'elaborazione di piani di monitoraggio e valutazione basati su metodi standardizzati, al fine di agevolare la comparabilità dei risultati su un'ampia scala spazio-temporale. Questi devono inoltre basarsi sulle migliori conoscenze scientifiche disponibili; pertanto, la normativa prevede l'aggiornamento periodico delle strategie per l'ambiente marino sulla base dell'evoluzione delle conoscenze tecnico-scientifiche.

In questo quadro, la normativa nazionale italiana di recepimento alla Direttiva 2008/56/CE si è focalizzata prevalentemente sui banchi di coralligeno, una tipologia di habitat che generalmente si sviluppa in acque piuttosto profonde (>40m). Questa viene monitorata tramite veicoli azionati a distanza (Remotely Operated Vehicle, ROV), strumenti estremamente efficaci e funzionali per questo tipo di habitat poiché lavorano senza limitazioni a profondità proibitive per la subacquea scientifica routinaria. D'altra parte, i limiti strumentali intrinseci alla metodologia, possono ostacolare un impiego efficace sul coralligeno di parete, la tipologia di coralligeno diffusa in acque più superficiali (<40m). Questa può essere efficacemente monitorata con l'impiego di operatori subacquei, completando così il quadro fornito dal ROV sulla condizione degli habitat a coralligeno presenti lungo la fascia marino-costiera (UNEP-MAP, 2017; 2019).

2. MONITORAGGIO E VALUTAZIONE DELLO STATO ECOLOGICO DEL CORALLIGENO DI PARETE

2.1 Metodi impiegati e indici di qualità ecologica

Gli ecosistemi bentonici sono elementi cruciali per la WFD e per molti descrittori della MSFD (in particolare, D1- Diversità biologica e D6-Integrità del fondale marino), per la sorveglianza ai sensi della Direttiva Habitat (Art.11 e 17) e per le Linee Guida IMAF della Convenzione di Barcellona.

In questo quadro, lo sviluppo di indici di qualità ecologica è considerato uno strumento fondamentale per l'attuazione della legislazione europea (Birk et al., 2012), poichè il primo passo per pianificare strategie di gestione idonee a prevenire un ulteriore deterioramento ambientale è rappresentato dal monitoraggio e dalla valutazione dello stato di salute degli ecosistemi marini.

Per quel che riguarda gli ambienti marino-costieri, molti sono gli indici sviluppati negli ultimi anni per la valutazione dello stato ecologico dei diversi ecosistemi, ma solo alcuni di essi si sono concentrati sull'habitat a coralligeno.

Tra questi, il MAES (Mesophotic Assemblages Ecological Status index, Cánovas-Molina et al., 2016), il MACS (Mesophotic Assemblages Conservation Status, Enrichetti et al., 2019) e il CBQI (Coralligenous Bioconstructions Quality Index, Ferrigno et al., 2018) sono stati concepiti per ottenere informazioni da immagini ROV, quindi utilizzati essenzialmente per il coralligeno profondo e di piattaforma.

Per il coralligeno di parete, dove sono possibili le attività di rilevamento con operatori subacquei, sono stati proposti ed impiegati diversi indici che si basano su differenti approcci. ESCA (Ecological Status of Coralligenous Assemblages, Cecchi et al., 2014, Piazzini et al., 2017b), ISLA (Integrated Sensitivity Level of coralligenous Assemblages, Montefalcone et al., 2017) e CAI (Coralligenous Assessment Index, Deter et al., 2012) si basano su un approccio biocenotico, dove i popolamenti coralligeni sono studiati in termini di composizione e abbondanza di tutte le specie presenti per ESCA e ISLA e abbondanza di tre componenti (fango, briozoi e organismi calcarei) per CAI.

COARSE (COralligenous Assessment by Reef Scape Estimate, Gatti et al., 2012, 2015a) utilizza un approccio paesaggistico per fornire informazioni circa la struttura delle scogliere coralligene ed il loro stato di conservazione.

Pur basandosi su approcci differenti, tutti e quattro gli indici utilizzano indicatori che forniscono informazioni sulla biodiversità e sull'integrità del fondale marino, entrambi descrittori della Direttiva 2008/56/CE.

INDEX-COR (Sartoretto et al., 2014) integra tre componenti (sensibilità dei taxa alla sostanza organica e alla sedimentazione, biodiversità, e complessità strutturale dei popolamenti) per definire lo stato di salute dei popolamenti coralligeni.

Alcuni indici che seguono un approccio più funzionale sono stati costruiti per altri ambienti ma sono stati successivamente utilizzati anche per il coralligeno, pur non essendo specifici per questo ecosistema. Ad esempio, EBQI (Ecosystem-Based Quality Index, Ruitton et al., 2014) identifica le differenti componenti funzionali dell'ecosistema e calcola un indice di qualità per ciascuna di esse; OCI (Overall Complexity Index, Paoli et al., 2016) combina invece misure di complessità strutturale e funzionale.

Tutti i suddetti indici elaborati in letteratura sono considerati validi ai fini del monitoraggio e della valutazione dello stato ecologico del coralligeno. Tuttavia, basandosi ciascuno su approcci e metriche differenti, in assenza di un processo di integrazione e/o di intercalibrazione che fornisca in estrema sintesi una procedura standardizzata, diventa difficile confrontarne i risultati.

2.2 STAR: una procedura integrata e standardizzata per la valutazione dello stato ecologico delle pareti a coralligeno

2.2.1 Quadro di riferimento e sviluppo del protocollo STAR

L'ultimo rapporto UNEP/MAP sul Piano di Azione per la Conservazione del Coralligeno nel mar Mediterraneo (UNEP/MAP-RAC/SPA, 2017), richiamando anche i dettami delle direttive europee, sottolinea la necessità di:

- sviluppare protocolli di monitoraggio standardizzati in modo tale da rendere confrontabili i dati acquisiti con diverse metodologie e fornire una stima del livello di impatto di pressioni antropiche che sia il più accurata possibile;
- sviluppare indici di qualità ecologica per la valutazione dello stato di conservazione del coralligeno e condurre attività di intercalibrazione dei metodi sviluppati così da fornire un quadro di riferimento comune nell'ambito del quale confrontare lo stato ecologico del coralligeno presente in diverse aree del Mediterraneo.

Nel far ciò, il rapporto UNEP/MAP raccomanda anche di sviluppare metodi di monitoraggio che tengano conto della diversa tipologia e distribuzione batimetrica dei popolamenti coralligeni, impiegando gli operatori subacquei esclusivamente entro profondità operative di sicurezza (40 m) e ricorrendo all'uso del ROV alle profondità superiori (UNEP/MAP-RAC/SPA, 2014, 2017). Ciò è in linea anche con il principio, evidenziato più volte in letteratura, per cui i metodi di monitoraggio biologico e i relativi indici sono "habitat-specifici" e richiedono pertanto modalità di monitoraggio e valutazione differenti (Borja et al., 2010).

In questo quadro, è stata elaborata STAR (STAndaRdize coralligenous evaluation), una procedura di monitoraggio integrata e standardizzata per la valutazione dello stato ecologico dei popolamenti coralligeni presenti su parete verticale entro i 40 m di profondità (Piazzi et al., 2019a,b; UNEP/MED 2019). Diversi, infatti, sono i metodi utilizzati per definire la qualità ecologica del coralligeno di parete, metodi che sono derivati da differenti approcci e che utilizzano dati ottenuti con metodiche e disegni di campionamento diversi. Questo rende particolarmente difficile confrontare i dati e i valori di qualità ottenuti, in quanto eventuali differenze riscontrate potrebbero essere legate alle diverse modalità di acquisizione dei dati piuttosto che all'effettiva capacità del singolo metodo di identificare gli effetti delle pressioni antropiche. Come richiamato dall'UNEP, esiste dunque la necessità di arrivare ad una procedura di campionamento standardizzata che permetta un confronto reale tra le metodiche di valutazione del coralligeno.

La procedura STAR (Piazzi et al., 2019a,b) è stata proposta con l'obiettivo di integrare e standardizzare gli approcci finora utilizzati per studiare il coralligeno di parete allo scopo di ottenere, attraverso un singolo sforzo di campionamento e raccolta dati, le informazioni utili a calcolare la maggior parte degli indici di qualità esistenti per questo ambiente. Applicando il protocollo STAR è infatti possibile costruire un database unico e completo di tutti i parametri finora riconosciuti importanti dal punto di vista ecologico, che possa essere utilizzato per applicare i diversi metodi attualmente in uso (o da sviluppare) per la valutazione dello stato di conservazione degli habitat a coralligeno.

La procedura STAR è stata sviluppata attraverso *steps* successivi quali:

- la ricerca bibliografica sui metodi utilizzati per la definizione della qualità ecologica del coralligeno di parete;
- la selezione delle metriche o descrittori ecologici più idonei per la definizione della qualità ecologica;
- la definizione di un metodo di campionamento che permettesse di ottenere informazioni utili a calcolare il maggior numero possibile degli indici di qualità fino ad ora impiegati;
- l'ottimizzazione dello sforzo di campionamento;
- lo sviluppo di una procedura standardizzata che integrasse i requisiti sopra descritti;
- il test della nuova procedura lungo un gradiente di pressione antropica.

Il test finale ha mostrato che l'utilizzo di STAR permette di valutare in modo accurato l'effetto delle pressioni antropiche che caratterizzavano i siti di studio (Piazzi et al., 2019a,b).

2.2.2 Applicazione del metodo STAR

L'applicazione di STAR può essere sintetizzata nei seguenti punti:

1. il campionamento deve essere effettuato una volta all'anno nel periodo aprile-giugno;
2. il campionamento deve essere effettuato su substrato verticale (85-90°) a circa 35 m di profondità (± 3 m);
3. il disegno di campionamento necessario per caratterizzare un sito (circa 1 km di scogliera) deve comprendere 3 superfici (plot) di 4 m², distanti una decina di metri circa tra loro;

4. 10 campionamenti fotografici di 0,2 m² ciascuno devono essere effettuati in ciascun plot da operatori subacquei;
5. la consistenza della matrice calcarea deve essere valutata *in situ* attraverso un penetrometro manuale con 6 repliche per ciascun plot;
6. la massima altezza dello strato eretto (organismi >10 cm) per ciascuna specie deve essere misurata e la percentuale di necrosi degli antozoi eretti deve essere quantificata *in situ* attraverso una stima visiva;
7. la copertura percentuale di sedimento, di cavità dovute a processi erosivi e di mucillagini deve essere stimata dalle immagini fotografiche;
8. deve essere stimata la copertura percentuale dei taxa/gruppi morfologici di ciascun campione fotografico;
9. il livello di sensibilità di ciascun campione (Sensitivity Level, SL o Integrated Sensitivity Level, ISL) deve essere calcolato moltiplicando il valore di SL/ISL di ciascun taxon/gruppo per la sua classe di abbondanza e poi sommando tutti i valori ottenuti per ciascun taxon/gruppo. I valori di copertura devono essere classificati in 8 classi di abbondanza: 1) 0<%<0,01; 2) 0,01<%<0,1; 3) 0,1<%<1; 4) 1<%<5; 5) 5<%<25; 6) 25<%<50; 7) 50<%<75; 8) 75<%<100);
10. la diversità alpha deve essere valutata attraverso il numero medio di taxa/gruppi per campione;
11. la diversità beta deve essere valutata come distanza media dei centroidi in un'analisi multivariata condotta con software appropriati.

Periodo di campionamento

I popolamenti coralligeni sono costituiti principalmente da organismi con lunghi cicli di vita e si sviluppano in ambienti piuttosto stabili dal punto di vista dei fattori abiotici (luce, temperatura etc.); pertanto, essi non mostrano importanti variazioni stagionali (Abbiati et al., 2009) e la cadenza di campionamento può quindi essere minimo annuale. Tuttavia, variazioni strutturali sono state osservate per la componente macroalgale, che raggiunge il massimo sviluppo tra la fine della primavera e l'estate (Piazzi et al., 2004). Inoltre, la presenza di specie aliene che al contrario raggiungono la massima copertura a fine estate-autunno (*Caulerpa cylindracea*) o in inverno (*Asparagopsis taxiformis*), consiglia di effettuare il campionamento tra aprile e giugno per poter avere a disposizione il popolamento più strutturato e con la minor copertura di specie aliene (Piazzi et al., 2019a,b).

Profondità e inclinazione

Il *range* batimetrico del coralligeno di parete varia in base alla latitudine e alla trasparenza dell'acqua. Inoltre, la struttura del popolamento è profondamente influenzata dall'inclinazione del substrato (Piazzi et al., 2004; Virgilio et al., 2006). Allo scopo di standardizzare una procedura di campionamento che permetta di uniformare i dati è stato proposto di effettuare il campionamento a circa 35 m di profondità (± 3 m) su superficie verticale (85-90°) (Piazzi et al., 2019a,b). Questa situazione consente di avere la presenza di popolamenti coralligeni a tutte le latitudini e caratteristiche dell'acqua indagate fino ad ora. Inoltre, questa è la fascia batimetrica più sensibile alle alterazioni ambientali, è interessata dal termoclino ed è maggiormente esposta alle pressioni antropiche che insistono sulla fascia marino-costiera; di conseguenza, i popolamenti che si sviluppano in questa fascia sono considerati degli ottimi indicatori di impatto (Piazzi & Balata, 2011).

Disegno di campionamento, superficie minima e numero di repliche

All'interno della stessa regione biogeografica, i popolamenti coralligeni sono caratterizzati da un'elevata variabilità alla piccola scala (dal metro a decine di metri) mentre scale intermedie e grandi (centinaia di metri fino ai chilometri) di solito presentano variabilità inferiore (Piazzi et al., 2016); ciò suggerisce di incrementare la replicazione alla prima scala.

La superficie di campionamento del coralligeno è sempre stata variabile e legata ai differenti approcci. I singoli campioni variano da 400 cm² per studi fitosociologici (Piazzi et al., 2004; Falace et al., 2013) a 2 m² per studi paesaggistici (Gatti et al., 2012, 2015a). La superficie più utilizzata è intorno a 0,25 m² (Kipson et al., 2011; Deter, et al., 2012; Cecchi et al., 2014; Sartoretto et al., 2014; Piazzi et al., 2015, 2017a,b; Montefalcone et al., 2017). Indipendentemente dalla superficie della singola replica, la superficie totale di campionamento per caratterizzare un sito di studio è molto più comparabile tra i differenti approcci ed è di circa 5-6 m² (Kipson et al., 2011; Deter et al., 2012; Gatti et al., 2012, 2015a,b; Cecchi et al., 2014; Sartoretto et al., 2014; Piazzi et al., 2015, 2017a; Montefalcone et al., 2017).

La maggior parte dei casi prevede campionamenti lungo transetti orizzontali, ma è stato visto che, mantenendo la superficie totale uguale, non si hanno differenze significative nella risposta modificando la disposizione delle repliche (Piazzi et al., 2019a,b).

Allo scopo di identificare un disegno di campionamento che permetta di applicare indici derivanti da differenti approcci è stato proposto di campionare, all'interno di un sito di studio, 3 plot di 4 m², distanti circa una decina di metri tra loro, attraverso 10 campionamenti fotografici di 0,2 m² in ciascun plot, per una superficie totale di 6 m² per sito (Piazzi et al., 2019a,b).

Tecniche di campionamento

I popolamenti coralligeni sono stati studiati mediante asportazione di tutti gli organismi (tecnica del grattaggio, Piazzi et al., 2004, 2007a; Kipson et al., 2009), censimento visivo (Gatti et al., 2012, 2015a) e campionamento fotografico associato all'utilizzo di gruppi morfologici (Kipson et al., 2011, 2014; Deter et al., 2012; Teixidó et al., 2013; Cecchi et al., 2014; Sartoretto et al., 2014).

Le tecniche distruttive non sono facilmente applicabili in aree protette e in presenza di specie sensibili, richiedono un lungo lavoro da parte di esperti e rendono difficile ottenere un'elevata replicazione (Balata et al., 2011).

È stato pertanto proposto un approccio misto (Piazzi et al., 2019a,b), che utilizzi tecniche fotografiche incrementando però le informazioni attraverso il rilevamento di alcune variabili *in situ* (altezza e percentuale di necrosi delle colonie di antozoi eretti e consistenza della matrice calcarea) attraverso il metodo RVA (Rapid Visual Assessment, Gatti et al., 2012).

L'analisi delle immagini può essere effettuata con varie tecniche (Dethier et al., 1993; Bianchi et al., 2004); tra queste, l'utilizzo di una griglia con almeno 400 quadrati o il metodo del contorno manuale degli organismi per la quantificazione della superficie occupata attraverso appropriati software (Trygonis & Sini, 2012; Cecchi et al., 2014) hanno il vantaggio di ridurre la soggettività della stima effettuata dall'operatore.

Metriche/Descrittori ecologici

Sedimento

Il coralligeno è particolarmente sensibile all'incremento della sedimentazione che può causare la scomparsa degli organismi sensibili, come alghe fotosintetizzanti o invertebrati filtratori, la diminuzione della biodiversità alpha e beta, l'incremento di organismi opportunisti, spesso anche introdotti, il cambiamento della struttura dei popolamenti (Balata et al., 2005, 2007; Piazzi et al., 2012). La copertura di sedimento stimata da immagini fotografiche è stata quindi utilizzata da diversi autori come descrittore di qualità (Deter et al., 2012; Gatti et al., 2012, 2015a).

Matrice calcarea

L'accrescimento della struttura calcarea può essere influenzato negativamente da diverse pressioni antropiche (Sartoretto & Francour, 1997; Cerrano et al., 2001; Martin & Gattuso, 2009); consistenza e quantità della matrice calcarea possono quindi essere considerate un efficace descrittore del coralligeno. Queste possono essere misurate *in situ* attraverso un penetrometro manuale: una penetrazione nulla indica la mancanza di biocostruzione, una penetrazione superiore al centimetro indica processi bioerosivi in corso, una penetrazione inferiore al centimetro indica un biocostruzione attiva (Gatti et al., 2012). Il calcolo di una media tra 6 repliche effettuate per ogni plot investigato fornisce una misura adeguata dello stato delle bioconcrezioni (Piazzi et al., 2019a,b).

Antozoi eretti

Gli antozoi eretti sono organismi particolarmente sensibili a molte pressioni antropiche che vanno dai cambiamenti climatici, al proliferare di mucillagini o al danneggiamento meccanico ad opera di strumenti da pesca o di ancoraggi (Bavestrello et al., 1997; Cerrano et al., 2000; Giuliani et al., 2005; Linares et al., 2010; Ponti et al., 2014; Gatti et al., 2015b; Montefalcone et al., 2017). Lo sviluppo e lo stato di salute di questi organismi sono quindi considerati idonei descrittori di qualità ambientale (Deter et al., 2012; Gatti et al., 2012, 2015a; Cerrano et al., 2014; Kipson et al., 2014). È stato quindi proposto, per quelle pareti caratterizzate da *facies* a gorgonie, di raccogliere informazioni circa l'altezza massima delle colonie e la percentuale di necrosi (Piazzi et al., 2019a,b).

Biodiversità alpha e struttura del popolamento

La struttura dei popolamenti può variare a seguito di molte pressioni antropiche, quali ad esempio l'incremento di nutrienti o di sedimentazione, l'invasione da parte di specie aliene, lo sviluppo di mucillagini (Balata et al., 2005, 2007; Piazzini et al., 2011, 2012, 2019a,b; Gatti et al., 2015b, 2017). I principali effetti di tali pressioni sono una riduzione della biodiversità alpha, la scomparsa o la riduzione di specie sensibili come briozoi eretti (Sala et al., 1996; Garrabou et al., 1998; Deter et al., 2012; De la Nuez-Hernández et al., 2014; Gatti et al., 2012, 2015a), antozoi eretti (Deter et al., 2012; Cerrano et al., 2014; Kipson et al., 2014; Gatti et al., 2015a) e macroalghe sensibili (Balata et al., 2011; Cecchi et al., 2014; Piazzini et al., 2017b), e l'incremento di specie opportuniste come i feltri algali (Balata et al., 2005, 2007; Piazzini et al., 2011, 2012). La valutazione del numero di taxa/gruppi per campione e l'abbondanza di ciascun taxon/gruppo risultano quindi fondamentali per definire la qualità ecologica del coralligeno (Piazzini et al., 2019a,b).

Biodiversità beta ed eterogeneità spaziale dei popolamenti

I popolamenti coralligeni sono caratterizzati da una distribuzione degli organismi “a chiazze” in ragione delle interazioni biotiche che normalmente regolano le comunità (Ferdeghini et al., 2000; Piazzini et al., 2004, 2015; Balata et al., 2005; Abbiati et al., 2009; Ponti et al., 2014). Uno degli effetti principali di pressioni quali l'inquinamento, la sedimentazione o l'invasione di specie aliene è la perdita di questa particolare distribuzione spaziale e una riduzione dell'eterogeneità dei popolamenti (Balata et al., 2007; Piazzini & Balata, 2008; Piazzini et al., 2016). La diversità beta è quindi considerata un ottimo descrittore della qualità ecologica del coralligeno (Piazzini et al., 2019a,b) e può essere stimata come misura del valore di dispersione delle repliche rispetto al centroide in una analisi multivariata (Anderson, 2006).

2.3 L'applicazione del metodo STAR in Italia: indici ESCA, COARSE e ISLA

Come accennato nel paragrafo precedente, il protocollo STAR è un metodo univoco e standardizzato per raccogliere dati utili alla valutazione dello stato ecologico del coralligeno di parete; le informazioni raccolte applicando il metodo STAR possono essere elaborate in modo diverso, a seconda degli obiettivi del lavoro. Il calcolo degli indici per la valutazione dello stato ecologico del coralligeno di parete rappresenta dunque un caso particolare di applicazione del metodo STAR. In Italia, gli indici di qualità ecologica elaborati per questo tipo di valutazione sono tre e vengono di seguito descritti.

2.3.1 Indice ESCA (*Ecological Status of Coralligenous Assemblages*)

Descrizione e sviluppo dell'indice

L'indice ESCA è un metodo di valutazione dello stato ecologico del coralligeno basato sull'analisi strutturale e funzionale del popolamento condotta su immagini fotografiche raccolte in immersione subacquea. Tale metodo di campionamento è poco costoso e non distruttivo, ed è pertanto in linea con lo spirito delle direttive europee a tutela degli habitat sensibili; ciò consente l'utilizzo dell'indice ESCA anche nelle aree marine protette.

L'indice ESCA è stato inizialmente proposto per valutare la qualità ecologica dei popolamenti macroalgali profondi nell'ambito dei lavori di implementazione della Direttiva Quadro 2000/60/CE, la quale prendeva in considerazione solamente i popolamenti superficiali della frangia infralitorale (Cecchi et al., 2014).

In questa prima fase, l'indice ESCA è stato messo a punto attraverso esperimenti manipolativi volti a valutare le conseguenze dell'impatto antropico sulla comunità macroalgale, per questo sono stati selezionati tre indicatori di pressione:

- invasione biologica di *Caulerpa cylindracea* (ex *racemosa*)
- aumento del tasso di sedimentazione
- arricchimento di nutrient

Le diverse condizioni sono state riprodotte sul campo a tre differenti livelli di stress (basso, intermedio e forte) e i dati raccolti sono stati successivamente utilizzati per individuare gli indicatori di stato ecologico più idonei fra le macroalghe. Queste indagini hanno permesso di selezionare alcune metriche che descrivono i cambiamenti della struttura dei popolamenti del coralligeno sottoposto a pressione:

- Presenza/assenza e abbondanza dei taxa sensibili (Sensitivity Level, SL)
- Diversità dei popolamenti (diversità α)
- Eterogeneità fra popolamenti (diversità β)

Questi tre parametri sono poi stati combinati tra loro al fine di ottenere un valore finale di EQR (Ecological Quality Ratio) calcolato come rapporto tra i valori di ESCA misurati nel sito di indagine e quelli ottenuti nelle aree di riferimento.

Successivamente alla sua prima proposta (Cecchi et al., 2014), l'indice è stato validato e testato con uno studio di risposta dell'indice ad un gradiente di pressioni antropiche (Piazzi et al., 2015). In questo e in un altro studio (Piazzi et al., 2014b), è stata anche testata la robustezza del metodo fotografico rispetto a quello distruttivo, sicuramente molto più accurato ma non praticabile in un habitat sensibile come quello del coralligeno. Allo scopo di ottimizzare lo sforzo operativo nell'applicazione dell'indice ESCA, è stata anche testata l'efficacia di diversi disegni di campionamento nel fornire una valutazione di qualità del coralligeno più accurata possibile. Si è giunti così alla definizione del disegno di campionamento ottimale (in termini di numero di repliche alle diverse scale spaziali) per valutare lo stato ecologico del coralligeno in modo efficace ma con il minimo sforzo di campionamento (Piazzi et al., 2015).

Infine, nella sua ultima versione (Piazzi et al., 2017b), l'indice ESCA è stato arricchito della componente animale di macro-megazoobenthos grazie alla collaborazione e condivisione dei contenuti del primo lavoro di ESCA con il gruppo di lavoro dell'Università degli Studi di Genova.

L'indice ESCA è il primo indice di qualità ecologica utilizzato per valutare lo stato ecologico delle acque costiere sulla base di uno studio biocenotico dell'insieme dei popolamenti animali e vegetali. ESCA è un indice multi metrico per cui fornisce anche informazioni sulle alterazioni della biodiversità a diverse scale del popolamento (alpha e beta) in risposta alle pressioni antropiche. L'indice sintetizza quindi informazioni complesse in modo semplice ed affidabile e può pertanto rappresentare un efficace strumento da utilizzare nei programmi di monitoraggio e negli studi di valutazione di impatto ambientale (Cecchi et al., 2014; Piazzi et al., 2015, 2017b).

Applicazione e validazione dell'indice ESCA

L'impiego dell'indice ESCA nei piani di monitoraggio marino costiero è iniziato nel 2008 e in dieci anni l'indice è stato applicato in 44 località sparse in Liguria, Toscana, Lazio, Sardegna e Costa Azzurra (Francia), per un totale di più di 120 siti. L'indice ESCA è stato utilizzato in Toscana e Sardegna in applicazione alla parte aggiuntiva non obbligatoria prevista dal piano nazionale nel primo ciclo di monitoraggio ai sensi della Direttiva 2008/56/CE (MATTM-ISPRA, 2019).

ESCA è stato anche utilizzato nei piani di monitoraggio e valutazione d'impatto seguiti all'affondamento della nave da crociera "Costa Concordia" all'Isola del Giglio nel Parco Nazionale dell'Arcipelago Toscano (Penna et al., 2017).

L'indice è impiegato nel monitoraggio delle aree marine protette di Capo Carbonara (Piazzi et al., 2018a), Isola dell'Asinara (Sardegna) e delle Secche della Meloria (Toscana), e nel Parco Nazionale dell'Arcipelago Toscano.

L'indice ESCA risulta pertanto testato e validato su una scala spazio-temporale piuttosto ampia, costituita da un database di 10 anni di dati e da un'area di applicazione rappresentativa del Mediterraneo Occidentale. Tuttavia, sarebbe opportuno ampliare la scala spaziale anche ad altre sottoregioni marine quali il Mar Ionio e il Mediterraneo Centrale e il Mare Adriatico. Quest'ultimo, per l'Italia, è rappresentato dalle sole coste pugliesi, essendo tutto il resto dell'Adriatico sostanzialmente privo di pareti a coralligeno. L'obiettivo è quello di ampliare il dataset di validazione ma anche e soprattutto testare, e ricalibrare laddove necessario, i valori di riferimento attualmente calcolati sulle condizioni dell'isola di Montecristo.

2.3.2 Indice COARSE (COralligenous Assemblages by Reef Scape Estimate)

Descrizione e sviluppo dell'indice

L'indice COARSE è stato proposto per la prima volta da Gatti et al. (2012) nell'ambito del monitoraggio dello stato dei popolamenti coralligeni in seguito ai lavori di ampliamento del porto commerciale di Vado Ligure (Savona). Successivamente è stato modificato e integrato testandolo su un gradiente di pressione antropica lungo le coste francesi (Gatti et al., 2015a). L'indice è basato sulla tecnica di rilevamento visivo RVA (Rapid Visual Assessment), ossia su misurazioni e osservazioni dirette effettuate da operatori subacquei volte a raccogliere i dati necessari per la valutazione dello stato ecologico del coralligeno, ritenuto dalla Direttiva 2008/56/CE un buon indicatore di biodiversità ed integrità del fondo marino. Il COARSE, oltre alla ricchezza specifica e alla copertura biotica, è l'unico indice che tiene in considerazione la struttura stratificata del coralligeno, che è tipicamente composto da tre strati (Figura 2.1):

1. Strato Basale (SB): costituito da organismi incrostanti o di piccola taglia (<1 cm);
2. Strato Intermedio (SI): organismi caratterizzati da una crescita in altezza moderata (da 1 a 10 cm);
3. Strato Elevato (SE): composto da individui massivi o arborescenti con crescita in altezza apprezzabile (> 10 cm).

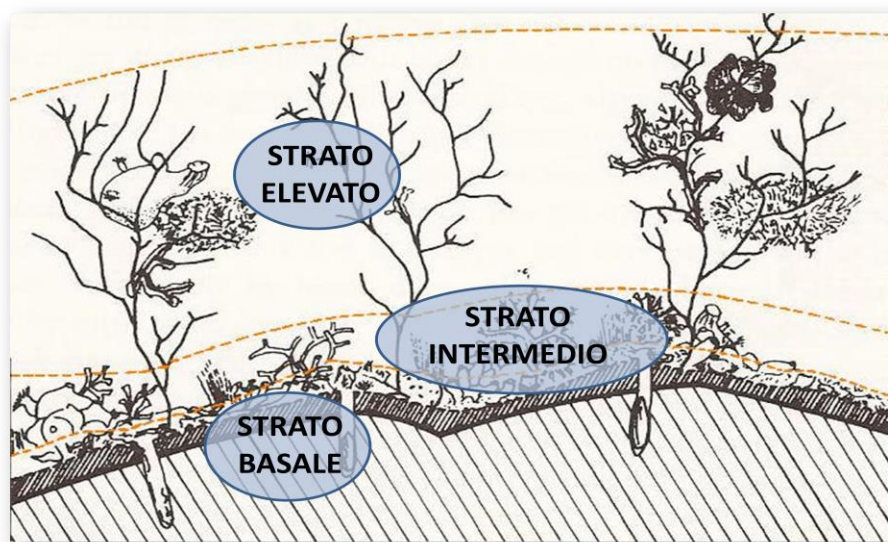


Figura 2.1 - Struttura stratificata del coralligeno (da Ros et al., 1985, modificato)

Per ciascuno strato vengono calcolati 3 descrittori ecologici, ovvero: per lo Strato Basale 1) % di copertura Categorie Bentoniche (CB), 2) frequenza organismi perforanti (PERforanti, PER) e 3) spessore e consistenza matrice calcarea (PENetrometria, PEN); per lo Strato Intermedio 1) presenza/assenza (ricchezza in Specie, S), 2) numero di Organismi Eretti Calcificati (OEC) e 3) presenza Briozoi Sensibili (BS); per lo Strato Elevato 1) copertura taxa/gruppi (%), 2) Necrosi (N) e 3) Altezza Massima rilevata per le specie erette (AM). Al valore di ciascun descrittore viene assegnato uno *score* o punteggio, e le medie ottenute per ciascun descrittore e per ciascuno strato vengono poi integrate nella formula finale del COARSE che fornisce il valore di Qualità (Q) del sito. Il calcolo dell'indice COARSE può dunque essere effettuato anche per singolo strato, e ciò consente di valutare impatti che agiscono diversamente su organismi aderenti al substrato o eretti di differente dimensione (Gatti et al., 2015a). I metodi di aggregazione per "unire" i 3 descrittori di ciascuno strato possono essere diversi: la formula di STORIE (Gatti et al., 2012, 2015a), la media geometrica e la media aritmetica (rispettivamente dal più "severo" e conservativo al meno severo); inoltre, la scala di classificazione in 5 classi di qualità può essere costruita ad intervalli omogenei o non omogenei. I recenti studi di validazione dell'indice condotti su oltre 60 siti in tutta Italia hanno portato ad una revisione della proposta originale (che prevedeva, fra l'altro, solo 3 classi di qualità) in cui viene suggerita la media geometrica come metodo di aggregazione dei descrittori e 5 intervalli di classe non omogenei, ovvero definiti sulla base della distribuzione di frequenza dei valori ottenuti nei siti analizzati. Tale proposta consente di ottenere valori di

classificazione più aderenti alle realtà locali e di intercalibrare più efficacemente l'indice COARSE con gli altri indici di qualità ecologica ⁽¹⁾.

A differenza di altri approcci (ad es. gli indici ESCA o CAI) che utilizzano un campionamento esclusivamente fotografico, la tecnica visiva RVA utilizzata nel COARSE mostra diversi vantaggi, tra cui la possibilità di misurare e campionare parametri rilevabili solo *in situ*. Inoltre, la contemporanea valutazione della struttura e della composizione del coralligeno ha confermato come questo particolare habitat sia molto vulnerabile agli stress fisici, come l'aumento della temperatura, una marcata sedimentazione, e i danni meccanici causati dagli ancoraggi delle barche. Quest'approccio rappresenta quindi un efficace strumento per la valutazione dell'integrità del fondo marino.

Applicazione e validazione dell'indice COARSE

L'indice COARSE è impiegato nella valutazione di qualità ambientale del coralligeno dal 2010. Ad oggi è stato utilizzato in 46 località sparse in Liguria, Toscana, Lazio, Sicilia, Sardegna e Costa Azzurra (Francia), per un totale di circa 90 siti.

COARSE è stato anche utilizzato nell'ultima fase del piano di monitoraggio e valutazione d'impatto seguiti all'affondamento della nave da crociera "Costa Concordia" all'Isola del Giglio nel Parco Nazionale dell'Arcipelago Toscano (Casoli et al., 2017).

L'indice è impiegato nel monitoraggio delle aree marine protette di Capo Carbonara (Piazzi et al., 2018a), Isola dell'Asinara (Sardegna) e nel Parco Nazionale dell'Arcipelago Toscano. L'indice COARSE è stato quindi validato su una ampia scala spaziale limitata però al solo Mediterraneo Occidentale. Occorrerebbe quindi ampliarne l'area geografica di applicazione per testarne la validità in quelle regioni sottomarine non ancora indagate.

2.3.3 Indice ISLA (Integrated Sensitivity Level of coralligenous Assemblages)

Descrizione e sviluppo dell'indice

Gli indici ecologici esistenti per la valutazione dello stato del coralligeno basati su un approccio biocenotico, hanno adottato come descrittore di qualità ecologica la sensibilità (ad es. Sensitivity Level) delle specie coralligene a uno stress ambientale indotto dall'alterazione della qualità dell'acqua. L'indice ISLA (Integrated Sensitivity Level of coralligenous Assemblages, Montefalcone et al., 2017) si propone invece di distinguere e di misurare la sensibilità allo stress e la sensibilità al disturbo dei principali organismi sessili che caratterizzano i popolamenti coralligeni. Il disturbo è legato alla perdita di biomassa, quindi si evidenzia con la morte o il danneggiamento di individui o colonie; lo stress è legato alla riduzione della produttività e si manifesta con alterazioni negli organismi o nelle popolazioni in risposta a fattori che agiscono ad un livello di intensità inferiore a quella che ne causa la morte (Montefalcone et al., 2011). ISLA è quindi un indice ecologico integrato, sempre basato su un approccio biocenotico, che combina le due componenti della sensibilità per valutare lo stato ecologico dell'habitat coralligeno.

Basandosi su un approccio combinato tra esperienze riportate in letteratura e giudizio degli esperti, è stata prodotta una lista dei principali taxa o gruppi morfologici di organismi sessili (macroalghe e macroinvertebrati) del coralligeno. A ciascun taxon/gruppo è stato assegnato un punteggio di sensibilità al disturbo (Disturbed Sensitivity Level, DSL), valutato mediante l'analisi di una serie di tratti biologici (i.e., forma di crescita, modalità riproduttiva, dimensione, tasso di crescita, potenziale di biocostruzione, e tempo generazionale). Il punteggio di sensibilità allo stress (Stress Sensitivity Level, SSL) dei taxa/gruppi è stato definito utilizzando il giudizio di esperti. La sensibilità al disturbo e la sensibilità allo stress sono state poi combinate in un valore integrato di livello di sensibilità (Integrated Sensitivity Level, ISL) per ogni taxon/gruppo in funzione delle pressioni antropiche (vedi Montefalcone et al., 2011).

Nota:

⁽¹⁾ Il metodo di aggregazione di STORIE tende ad essere molto severo e conservativo, in quanto fa maggiormente emergere le situazioni di impatto presenti: è sufficiente un solo valore negativo su tre per abbassare notevolmente la qualità totale dello strato. Per contro, l'utilizzo della media aritmetica sarebbe molto meno conservativo, poiché tenderebbe a uniformare le differenti situazioni rilevate dai tre descrittori evidenziando solo le condizioni medie. L'utilizzo della media geometrica sembra quindi essere un buon compromesso tra i due precedenti metodi di aggregazione, poiché pur facendo emergere eventuali situazioni di impatto, è in grado di valorizzare anche la situazione rilevata dagli altri descrittori

Come per l'indice ESCA, i valori di sensibilità integrata vengono combinati con i dati di presenza/assenza e abbondanza dei taxa/gruppi sensibili; l'indice ISLA è infine ottenuto dalla somma dei valori integrati del livello di sensibilità di tutte le specie presenti, e quindi usato per valutare lo stato ecologico dei popolamenti coralligeni.

Applicazione dell'indice

L'indice ISLA è stato proposto recentemente (2017) ed è stato testato e applicato nelle località già studiate mediante il metodo ESCA. In relazione al suo recente sviluppo, l'indice deve essere ancora testato su gradienti di pressioni antropiche e validato su una scala spazio-temporale più ampia. I primi test hanno mostrato una buona risposta ai cambiamenti delle condizioni ambientali (Montefalcone et al., 2017; Piazzì et al., 2018b). La possibilità inoltre di separare gli effetti legati allo stress da quelli legati al disturbo può permettere di ottenere informazioni sugli effetti di specifiche pressioni.

PARTE APPLICATIVA

3. ATTIVITÀ DI PIANIFICAZIONE E CAMPIONAMENTO A MARE

3.1 Disegno di campionamento

Il disegno di campionamento proposto si basa su studi condotti alle principali scale di variabilità spaziale del coralligeno riportate in bibliografia (Piazzi et al., 2014a, 2015, 2016; Gatti et al., 2015a; Piazzi et al., 2019b). Poiché gran parte della letteratura scientifica è incentrata sulla valutazione della condizione dell'habitat in relazione all'applicazione della MSFD 2008/56/CE, la scala delle repliche spaziali proposta è stata elaborata in modo tale da garantire la compatibilità delle attività di studio condotte sul coralligeno di parete per i diversi scopi con quelle convenzionali previste dal piano nazionale di monitoraggio effettuato con il ROV (MATTM-ISPRA, 2020). Il disegno di campionamento proposto è tuttavia studiato per essere estremamente versatile ed applicabile ad una vasta gamma di situazioni, in virtù delle diverse scale spaziali considerate. Esso risponde pertanto a diversi obiettivi di monitoraggio (valutazione d'impatto, stato di conservazione etc.) ed è in linea con le indicazioni impartite a livello Mediterraneo per la tutela degli habitat a coralligeno.

Per ciascuna area di indagine, individuata sulla base di osservazioni dirette e/o dati bati-morfologici e di estensione dell'habitat di parete acquisiti con strumenti idonei (Multibeam, Side Scan Sonar, ROV), devono essere individuati 3 Siti di studio, possibilmente distanti non meno di 500 m l'uno dall'altro e, per ciascun sito, devono essere selezionati 3 Plot (P1, P2, P3) per il campionamento fotografico distanti l'uno dall'altro qualche decina di metri. Ciascun plot è rappresentato da una superficie di 4 m² entro la quale vengono acquisiti 10 campioni fotografici (repliche) di 0,2 m² ciascuno (0,5 m × 0,4 m circa) per un totale di 30 foto per sito. Contestualmente al campionamento fotografico, all'interno del plot vengono acquisiti anche dati relativi ai parametri misurati *in situ*.

Si consideri, a titolo di esempio, il disegno di campionamento applicato da ARPA Toscana nell'ambito dei monitoraggi di *routine* condotti dall'Agenzia. Questo prevede il campionamento delle seguenti Aree:

1) Argentario - promontorio che presenta caratteristiche insulari pur facendo parte della costa continentale della Toscana. Infatti, i due tomboli della Feniglia e della Giannella, collegano il promontorio dell'Argentario alla "terraferma" (Riferimento geografico generico: Lat 42°23,343'N; Lon 011°06,543'E). L'Argentario non è soggetto ad alcun vincolo di tutela. Siti selezionati: Scoglio del Corallo, Argentarola, Secca di Capo d'Uomo.

2) Romito - tratto di costa a sud dell'abitato di Livorno, quindi parzialmente interessata dalla presenza delle attività umane quali il traffico marittimo, la pesca e non ultimo la frequentazione turistica (Riferimento geografico generico: Lat 43° 30,960'N; Lon 010°19,864'E). Non ci sono vincoli di tutela lungo le coste del Romito. Siti selezionati: Sassoscritto, Boccale, Calignaia.

3) Capraia - le falesie dell'isola di Capraia sono quelle tipiche dei territori isolati e quindi sceve da impatti antropici diretti (Riferimento geografico generico: Lat 43°02,056'N; Lon 009°50,614'E). Si differenziano tuttavia da quelle di altre isole dell'Arcipelago in quanto le comunità del coralligeno sono prive dello strato elevato più consistente (gorgonie). Capraia è soggetta a vincoli di tutela per circa l'80% del territorio insulare e il 90% delle acque marine (rimane esclusa la zona del porto e le aree prospicienti). Per quel che riguarda le acque costiere, la nuova zonazione di tutela (delibera 11 luglio 2017, n. 47) prevede una zona A (10% circa), una zona B (55% circa) e zone C e D (in parti simili) per il resto. Sono tutelati, inoltre, come zona A anche gli isolotti: La Peraiola, Le Formiche, Lo Scoglione, lo Scoglio del Gatto, e lo Scoglio della Manza. Siti selezionati: Lo Scoglione, Civitata, Punta del Capo.

4) Pianosa - le falesie dell'isola di Pianosa sono quelle tipiche dei territori isolati e quindi sceve da impatti antropici diretti (Riferimento geografico generico: Lat 42°34,599'N; Lon 10°04,600'E). L'isola è soggetta a vincoli di tutela (zona A) per il 100% del territorio insulare (ivi inclusi gli isolotti de La Scarpa e La Scuola) e la fruizione subacquea è consentita solo tramite i diving autorizzati. Siti selezionati: Secca del Marchese, Cala dell'Alga, La Scuola.

I format "tipo" di elaborazione dati che accompagnano il presente manuale (Allegato D) saranno pertanto basati sull'esperienza pratica condotta da ARPA Toscana.

3.2 Pianificazione e svolgimento delle attività in immersione subacquea

Il campionamento subacqueo deve essere effettuato da almeno due operatori che lavorino in coppia, con modalità e tempi (max 2 immersioni al giorno) previsti dalle procedure di sicurezza indicate nelle “Buone prassi per lo svolgimento in sicurezza delle attività subacquee di ISPRA e delle Agenzie Ambientali” (BPAS, ISPRA Manuali e Linee Guida 94/2013).

Profondità e inclinazione

La profondità ottimale di campionamento è 35 m su pareti verticali con inclinazione 85-90°. Qualora le caratteristiche del substrato del sito di indagine non permettessero di rispettare esattamente tale profondità, si può prevedere un *range* di tolleranza di ± 3 m.

Materiale necessario

Il rilevamento con l'impiego di un operatore subacqueo deve essere effettuato utilizzando una fotocamera digitale, munita di flash o illuminatori, con una risoluzione minima di 6-8 megapixel (che corrispondono ad una foto digitale di circa 2-3MB). La fotocamera deve essere munita di *frame* che permetta di fotografare una superficie di 50cm \times 40 cm. Il *frame* è una struttura (in pvc o acciaio inox) montata sulla macchinetta fotografica che consente di standardizzare le immagini fotografiche catturate dal subacqueo fissando al contempo la superficie minima di campionamento (0,2 m²) e la distanza dalla parete. Esempi di *frame* e del loro utilizzo sono riportati nelle Figure 3.1 e 3.2.



Figura 3.1 – Esempio di *frame* in pvc con superficie e distanziatore fissi (A) e utilizzo in campo (B)

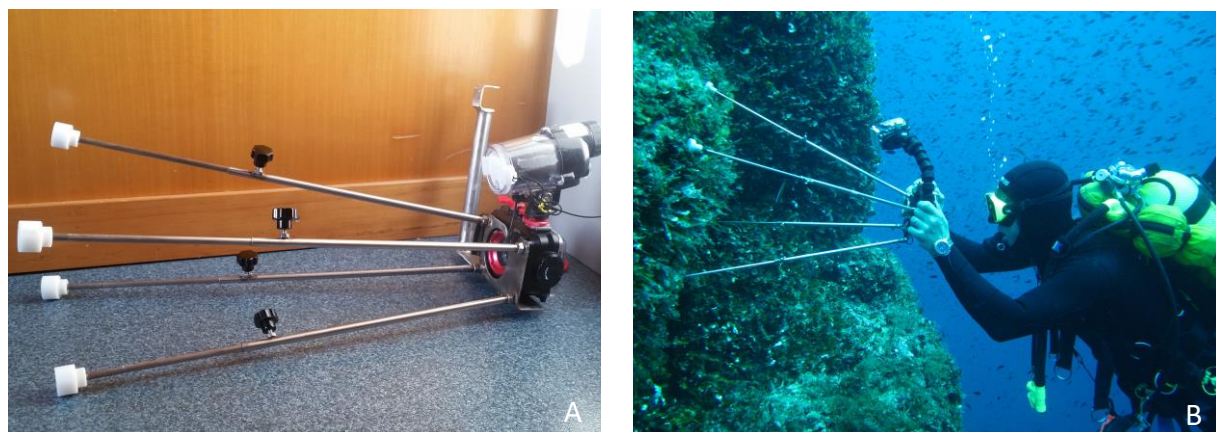


Figura 3.2 – Esempio di *frame* in acciaio inox con superficie e distanziatore regolabili (A) e utilizzo in campo (B)

La scelta del tipo di *frame* è indifferente e dettata da fattori soggettivi legati alla manualità, ai costi etc., l'importante è garantire la superficie minima di campionamento per tutte le foto. Dal punto di vista pratico, un *frame* del tipo rappresentato in Figura 3.1 ha il vantaggio di fornire una superficie fissa delimitata visivamente dalla cornice in pvc, agevolando in tal modo l'inquadratura in fase di campionamento e la successiva elaborazione delle immagini. Di contro, l'impalcatura risulta un po' più ingombrante e quindi meno maneggevole, soprattutto su pareti caratterizzate dalla presenza di un cospicuo strato eretto (gorgonie ramificate possono ostacolare il posizionamento del *frame* in parete). La struttura poi è fissa e calibrata sulla base delle impostazioni della macchina fotografica per la quale è stata costruita; di conseguenza, cambiando macchina potrebbe essere necessario cambiare *frame*.

Questo problema non si pone nel caso di un *frame* del tipo rappresentato in Figura 3.2. Esso è costituito da 3/4 piedini telescopici, saldati ad una struttura modellata *ad hoc* fissata sul corpo macchina, i quali consentono di regolare la distanza dell'obiettivo dalla superficie fotografata a seconda delle esigenze. Questo tipo di *frame* è dunque non solo estremamente versatile, ma anche molto pratico e maneggevole da usare su tutte le tipologie di pareti, in particolare quelle ricche di colonie ramificate di gorgoniacei. Il suo utilizzo richiede tuttavia particolare attenzione nel settaggio preliminare della macchinetta fotografica. Non avendo una cornice visibile, infatti, è fondamentale verificare di volta in volta, prima di ogni campionamento, che la superficie inquadrata sia almeno pari alla superficie minima di riferimento (0,2m²). Le impostazioni delle macchine digitali, infatti, spesso non consentono di impostare un'inquadratura precisa di 50cm×40cm; pertanto, è necessario trovare la giusta combinazione di settaggio che dia come risultato finale un valore di superficie che includa quello minimo di riferimento. Un metodo potrebbe essere quello di fissare sempre il lato inferiore (40cm) e lasciare l'altro di conseguenza, così da ottenere una superficie di poco superiore, ma assimilabile comunque ai 0,2m². In alternativa ai vari tipi di *frame*, si può utilizzare una cornice, mantenuta in posizione dal secondo operatore, che funga da riquadratore e che permetta di fotografare sempre la stessa superficie (Figura 3.3); in questo caso, però, è necessario munire la macchinetta fotografica di un distanziatore rigido in modo tale da garantire il parallelismo del sensore dell'apparecchio rispetto alla superficie campionata.



Figura 3.3 – Cornice riquadratore della superficie campionata

Oltre alle attrezzature e ai Dispositivi di sicurezza e Protezione Individuale (DPI) previsti dalle linee guida per la sicurezza in immersione (BPAS, 2013), ogni coppia di operatori deve munirsi di clinometro per la misura dell'inclinazione della parete, di un penetrometro manuale per misurare la consistenza della matrice carbonatica dello strato basale e di una cordella metrica per misurare l'altezza massima dello strato elevato. Un clinometro consiste in un peso e una semicirconferenza con l'indicazione dei gradi e può anche essere realizzato direttamente sulla lavagnetta subacquea. Un penetrometro può essere ricavato utilizzando un coltello subacqueo con punta smussata e marcato alla distanza di un centimetro dall'apice (Figura 3.4). In alternativa, si può utilizzare un cacciavite a punta piatta marcato al centimetro.

Per la misura degli altri parametri utili (profondità, morfologia del substrato, esposizione), l'operatore subacqueo farà riferimento alla strumentazione in dotazione (in particolare, computer da immersione/profondimetro, lavagnetta subacquea, bussola).

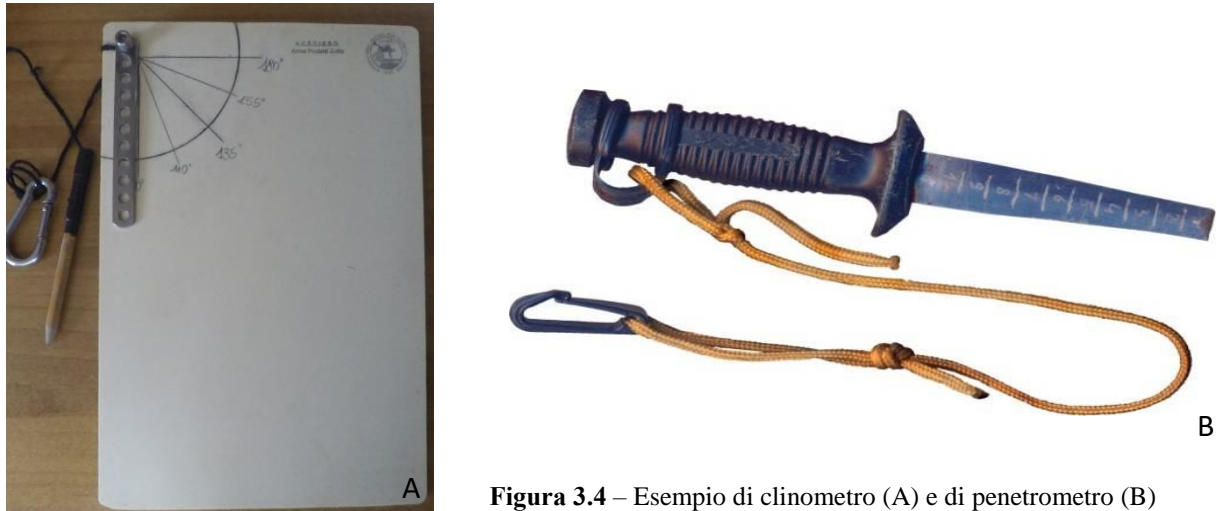


Figura 3.4 – Esempio di clinometro (A) e di penetrometro (B)

I plot devono essere scelti casualmente tra quelli che rispettino la caratteristica di trovarsi alla profondità stabilita e presentino un'inclinazione più vicina possibile ai 90° rispetto al fondo. Laddove possibile, è preferibile selezionare quadrati di 2m × 2m; tuttavia, se le caratteristiche del substrato non lo consentono, possono essere selezionati rettangoli che abbiano comunque 4 m² di superficie (Figura 3.5).

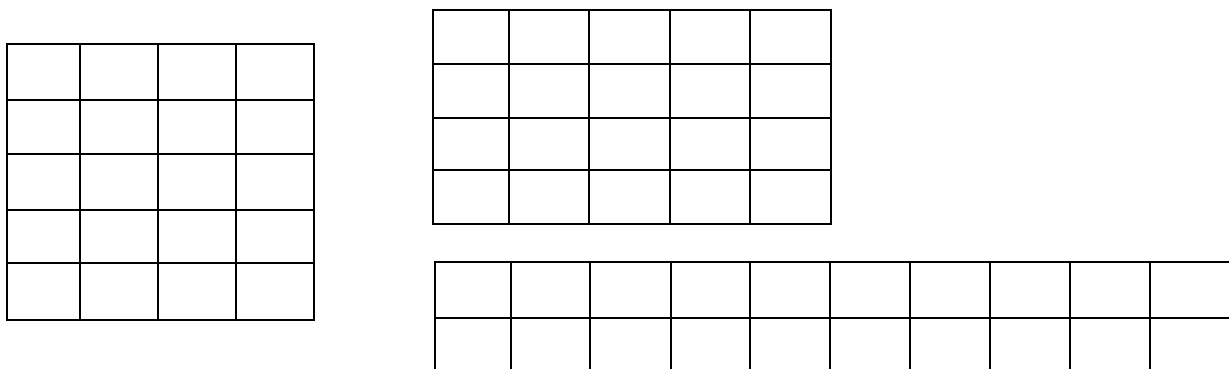


Figura 3.5 – Esempi di plot di campionamento fotografico di superficie totale pari a 4m²

Rilievi da eseguire in ogni plot di campionamento

Per ogni plot di campionamento devono essere rilevate le seguenti misure (parametri supplementari): profondità, morfologia del substrato, inclinazione ed esposizione.

- **Profondità**
La profondità deve essere presa al centro del plot mediante profondimetro o computer di immersione.
- **Morfotipo di substrato su cui si sviluppa il coralligeno**
Sulla base della topografia del fondale deve essere annotata la conformazione geomorfologica del plot di campionamento, ovvero se è situato su scogliera (S), blocchi (B), franate (F) o formazioni biogeniche (FB), ovvero strutture interamente biocostruite.

- Inclinazione

L'inclinazione del punto centrale del plot deve essere misurata mediante un clinometro e annotata sulla lavagnetta.

- Esposizione

Mediante una bussola deve essere misurato l'orientamento della parete. L'operatore deve effettuare la misurazione posizionandosi al centro del plot di campionamento e segnando i gradi bussola. L'esposizione della parete sarà data dai gradi bussola opposti a quelli indicati puntando lo strumento al centro della parete.

Devono essere inoltre rilevati anche i seguenti parametri: consistenza della matrice calcarea, altezza massima delle specie strutturanti (massive o arboresecenti) presenti nello strato elevato e la percentuale di necrosi presente sulle colonie di gorgonie.

- Consistenza della matrice calcarea

La consistenza della matrice calcarea può essere misurata tramite un penetrometro manuale. L'operatore spinge il penetrometro nel substrato calcareo e rileva se la penetrazione è 1) nulla, 2) minore di un centimetro, 3) maggiore di un centimetro. Per ogni plot devono essere effettuate 6 misurazioni.

- Altezza massima dello strato elevato

L'altezza massima delle specie strutturanti, massive o arboresecenti dello strato elevato (organismi di altezza superiore a 10 cm), se presenti all'interno del plot, è misurata mediante cordella metrica prendendo la distanza dal substrato all'apice dell'organismo o colonia di maggiori dimensioni.

- Necrosi

La presenza di necrosi sulle colonie di gorgonie (qualora presenti) deve essere stimata visivamente come percentuale totale di copertura sull'intera popolazione del plot considerato. Si considerano necrosi sia le parti morte della colonia che appaiono "nude" in quanto prive di tessuto, sia quelle ricoperte da epibionti, poiché questi colonizzano solamente le parti morte della colonia (Scheda 1).

Campionamento fotografico

Devono essere fotografate 10 superfici (50cm×40cm ciascuna) scelte randomicamente tra le 20 disponibili all'interno del plot di campionamento. La selezione casuale deve essere effettuata prima dell'immersione attraverso la tabella dei numeri casuali e le superfici da campionare riportate sopra la lavagnetta. Esempio:

Numeri estratti: 1, 4, 6, 8, 9, 11, 13, 16, 18, 19

1			4
	6		8
9		11	
13			16
	18	19	

Se la fotocamera è munita di *frame* riquadratore, il campionamento fotografico può essere effettuato da un solo operatore così che il secondo possa occuparsi dei parametri da rilevare *in situ*. Se viene invece utilizzata una cornice come riquadratore, un operatore posiziona la cornice sulle superfici da campionare e l'altro effettua le foto garantendo il parallelismo del sensore dell'apparecchio rispetto al fondale tramite un distanziatore rigido ⁽¹⁾.

Nota:

⁽¹⁾ È buona norma effettuare più di 10 foto per plot in modo tale da poter sostituire eventuali foto sfocate, buie o comunque non adatte all'elaborazione delle immagini. In immersione bisogna fare attenzione al posizionamento del flash/illuminatori e a non sovrapporre le immagini. Si consiglia inoltre di separare o identificare in qualche modo i gruppi di 10 repliche relativi a ciascun plot, scattando ad es. una foto a vuoto tra un gruppo e l'altro oppure segnalando con la mano, tra l'uno e l'altro, il numero del plot (1, 2 e 3)

Si consiglia di verificare, ed eventualmente resettare, le impostazioni della macchina fotografica prima di ogni campionamento così da garantire che tutte le foto abbiano la stessa superficie, in particolare se si utilizza un *frame* con piedini telescopici.

La superficie minima di riferimento, infatti, è standardizzata a 2000cm² (50cm×40cm) ma nella pratica non sempre si riesce ad impostarla con precisione sulla macchinetta fotografica; in tal caso, si consiglia di fissare il lato inferiore (40cm) lasciando l'altro di conseguenza in modo tale da ottenere una superficie poco più grande (53cm×40cm, pari a 2120cm²) ma inclusiva della superficie minima di riferimento.

In linea generale, comunque, l'importante è fissare la superficie di riferimento per tutte le foto effettuate in un determinato campionamento e considerare poi questa stessa superficie nella fase di analisi delle immagini e successiva analisi dei dati.

SCHEDA 1 STATO DI CONSERVAZIONE DELLE GORGONIE: NECROSI/EPIBIOSI

Il censimento visivo dello stato di salute delle gorgonie viene effettuato posizionandosi al centro del plot di campionamento e facendo una stima occhiometrica della percentuale di copertura delle "zone morte" di gorgonie sull'intero popolamento presente nel plot 2m x 2m.

Ad esempio: se le gorgonie presenti nel plot sono tutte vive e prive di necrosi verrà registrata una percentuale di 0%; se sono tutte morte del 100%; se ad esempio nel plot ci sono 10 colonie di cui 5 presentano necrosi/epibiosi, si dovrà valutare la superficie di copertura totale delle zone morte di quelle 5 colonie e riferirla poi come % di copertura rispetto alle 10 colonie presenti nel plot.

Una colonia viene considerata affetta da necrosi quando la porzione morta della colonia supera o è uguale al 10% della superficie totale (Figura 1).

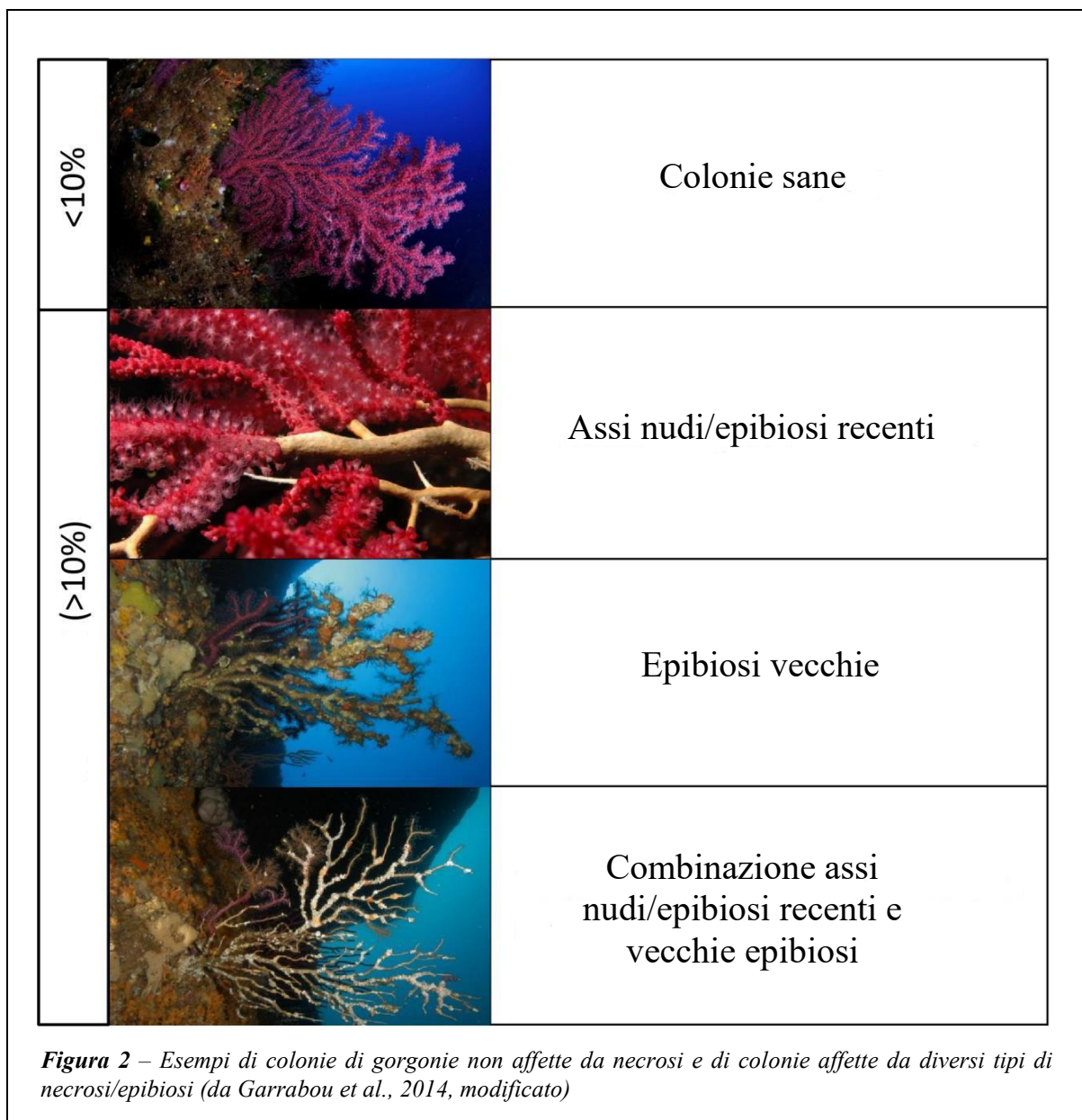


Figura 1 – Stima della superficie compromessa della colonia (da Perez et al., 2000). In accordo con Garrabou et al., 2014, sono da considerarsi affette da necrosi quelle colonie che presentano una superficie necrotizzata $\geq 10\%$

Per "zone morte" si intende le parti della colonia che appaiono nude e/o coperte da epibionti: non è infatti possibile distinguere le due cose e, soprattutto, l'epibiosi è il più delle volte conseguenza di una necrotizzazione della colonia. Pertanto, il parametro Necrosi va inteso sempre come % di copertura di necrosi/epibiosi considerate nel loro insieme.

Per le colonie colpite si dovrebbe anche notare se la necrosi è recente (presenza di asse denudato o asse colonizzato da specie pionieristiche come gli idrozoi), vecchia (asse coperto da specie di lunga durata come briozoi, alghe calcaree) o se sono presenti entrambi i tipi di necrosi (Figura 2).

Tuttavia, per gli scopi del metodo qui presentato è sufficiente registrare la % di necrosi del popolamento presente sulla superficie campionata di 4m².



3.3 Parametri ricavabili dai rilevamenti *in situ*

Oltre ai parametri supplementari (profondità, morfotipo di substrato, inclinazione ed esposizione della parete), i quali non entrano nel calcolo degli indici ma costituiscono database informativo utile all'interpretazione dei risultati, i parametri ricavabili dai rilevamenti effettuati in campo sono:

- Consistenza della matrice calcarea: devono essere riportati i risultati delle prove penetrometriche, espressi nelle tre categorie 1= nulla, 2= maggiore di un centimetro, 3= inferiore o uguale al centimetro;
- Struttura dei popolamenti megabentonici cospicui (morfometria delle specie): deve essere riportata l'altezza massima (in cm) delle specie presenti nello strato elevato;
- Presenza di necrosi su colonie di antozoi eretti (gorgoniacei): deve essere riportata come % totale di copertura sull'intera popolazione presente nel plot di campionamento, espressa nelle tre categorie 1 => 75%, 2 = 10% ≤ N ≤ 75%, 3 = < 10%

4. ANALISI DELLE IMMAGINI IN LABORATORIO

Ogni campione fotografico deve essere sottoposto ad analisi di immagine al fine di valutare la presenza e la percentuale di copertura dei principali taxa e/o dei morfotipi (gruppi morfologici) animali e vegetali (macroalghe). Deve essere inoltre stimata, e annotata in apposita colonna di calcolo, la percentuale di copertura degli elementi “estranei” (sedimento, mucillagini e/o cavità), qualora fossero presenti.

In caso di sovrapposizione delle coperture, che sia fra taxa/gruppi o fra questi e il sedimento o la mucillagine, vale la regola generale per cui si riporta il dato relativo all’elemento che risulta maggiormente evidente. Ad esempio, se in un’immagine è presente uno strato di feltro algale che ricopre *Peyssonnelia* spp. ma questa risulta comunque visibile, il valore riportato sarà la copertura di *Peyssonnelia* spp.; se il feltro algale è fitto, tanto da nascondere all’occhio il taxon/gruppo sottostante, allora il valore riportato sul foglio di calcolo sarà quello del feltro. Stesso discorso vale per gli elementi estranei: se un taxon/gruppo risulta coperto da un velo di sedimento o mucillagine attraverso il quale però si riesce comunque ad identificarlo, allora la copertura percentuale riportata sarà quella del taxon/gruppo. Se invece lo strato di sedimento o mucillagine è così fitto da impedire l’identificazione, allora la copertura riportata sarà quella relativa all’elemento estraneo ivi presente. Le cavità, invece, così come altri elementi estranei (ad es. parti sfocate, elementi del *frame* inquadrati accidentalmente etc.) che non consentono l’identificazione degli organismi, verranno annotate come percentuale di copertura non leggibile osservata sull’immagine fotografica.

Una volta annotate le coperture di sedimento, mucillagini e/o cavità questi dati verranno trattati in modo differente a seconda degli indici applicati (vedi paragrafi successivi).

In ogni caso, quando mucillagini e/o cavità occupano una superficie di immagine >25%, la foto è considerata campione non valido e viene scartata.

Quando invece è il sedimento ad occupare una superficie >25%, la foto viene scartata nel caso in cui si intenda procedere con il calcolo degli indici ESCA ed ISLA mentre è considerata campione valido nel caso in cui si applichi l’indice COARSE (vedi paragrafi successivi).

È comunque sempre importante annotare il dato di copertura relativo alle mucillagini e/o sedimento in quanto la loro presenza (o meno) fornisce comunque informazioni ecologiche importanti che possono contribuire alla valutazione globale della condizione dell’habitat coralligeno.

4.1 Categorie di organismi

Alcuni organismi possono essere riconosciuti facilmente a livello di specie o di genere; per tutti gli altri possono essere utilizzati i gruppi morfologici. Per l’identificazione delle categorie di organismi si riportano in Allegato B le schede fotografiche dei principali taxa/gruppi; a supporto di queste, si può fare riferimento alle immagini riportate nei libri per osservazioni subacquee (ad es. Mojette&Ghisotti, 1994; Trainito, 2004; Trainito & Baldaconi, 2013, 2016; Notari & Fossati 2015; Rodriguez-Prieto et al. 2015; Bertolino & Ferranti, 2019 etc.). È preferibile fermarsi ad un livello tassonomico più elevato piuttosto che fornire una determinazione errata.

Di seguito nella Scheda 2 viene riportata la lista dei principali taxa/gruppi morfologici degli organismi vegetali e animali che possono essere riconosciuti dall’analisi delle immagini (Parravicini et al., 2010; Cecchi et al., 2014; Piazzini et al., 2014a, 2017b).

Qualora fosse possibile il riconoscimento sicuro di una specie (o genere) all’interno di un gruppo morfologico, questa informazione può essere riportata tra parentesi: ad esempio, per il gruppo “Chlorophyta sifonali con tallo a vescicole” il genere *Codium* spp. può essere indicato tra parentesi poiché la morfologia del suo tallo è sempre ben distinguibile dal genere *Valonia* spp. Se all’interno di una categoria si riuscisse a riconoscere solo in parte una specie o genere, vanno riportate entrambe le voci. Esempio:

- Rodophyta erette cilindriche
- Rodophyta erette cilindriche (*Osmundea pelagosae*)

Per quei taxa/gruppi classificati come gruppi morfologici o forme di crescita, gli esempi di specie (o generi) forniti tra parentesi sono solo indicativi e funzionali a fornire all’operatore un’idea di quali siano gli organismi rappresentanti una determinata categoria. In linea generale, infatti, queste specie (o generi) non sono sempre identificabili dalle immagini fotografiche, motivo per cui si utilizzano i “gruppi morfologici”.

Inoltre, alcune specie potenzialmente identificabili anche dalle immagini, potrebbero assumere forme diverse in relazione alle condizioni ambientali di crescita; nel caso delle spugne, ad esempio, una specie che in condizioni normali si sviluppa in forma prostrata potrebbe assumere una forma più massiva o addirittura cespugliosa in condizioni di aumentata sedimentazione.

A ciascun taxon/gruppo si assegna una gradazione del colore base codificato, a titolo di esempio, nella Scheda 2 per ciascuna categoria di appartenenza.

Alle specie aliene e ai gruppi “rari” per i quali non è indicato il colore, assegnarne uno a discrezione dell’operatore.

SCHEDA 2 CATEGORIE DI ORGANISMI (TAXA/GRUPPI)
MACROALGHE
Specie aliene [es. <i>Caulerpa cylindracea</i> Sonder, 1845; <i>Caulerpa taxifolia</i> (M. Vahal) C. Agardh, 1817; <i>Asparagopsis</i> spp.]
Feltro algale ⁽¹⁾ (colore: viola) [es. <i>Lophosiphonia</i> spp., <i>Polysiphonia</i> spp., <i>Sphacelaria</i> spp.]
Alghe rosse (colore: rosso)
Rhodophyta calcaree incrostanti [es. <i>Mesophyllum</i> spp., <i>Lithophyllum</i> spp., <i>Neogoniolithon</i> spp.] Rhodophyta calcaree articolate [es. <i>Amphiroa</i> spp., <i>Tricleocarpa fragilis</i> (Linnaeus) Huisman et R.A. Townsend, 1993] <i>Peyssonnelia</i> spp. Rodophyta erette cilindriche ⁽²⁾ [es. <i>Botryocladia</i> spp., <i>Osmundea pelagosae</i> (Shiffner) K.W. Nam, 1994] Rhodophyta erette laminari [es. <i>Kallymenia</i> spp., <i>Halymenia</i> spp., <i>Phyllophora</i> spp., <i>Meredithia microphylla</i> (J.Agardh) J.Agardh, 1892, <i>Acrodiscus vidovichii</i> (Meneghini) Zanardini, 1868]
Alghe verdi (colore: verde)
Chlorophyta sifonali/sifonocladali con filamenti separati ⁽³⁾ [es. <i>Pseudochlorodesmis</i> spp.; <i>Cladophora</i> spp., <i>Bryopsis</i> spp.] Chlorophyta sifonali con tallo a vescicole [<i>Valonia</i> spp., <i>Codium</i> spp.] <i>Flabellia petiolata</i> Turra (Nizamuddin), 1987 <i>Palmophyllum crassum</i> (Naccari) Rabenhorst, 1868 <i>Halimeda tuna</i> (J. Ellis et Solander) J.V. Lamouroux, 1816
Alghe brune (colore: marrone)
Dictyotales [es. <i>Dictyota</i> spp., <i>Dictyopteris</i> spp.] Ochrophyta erette cilindriche [es. <i>Halopteris</i> spp., <i>Sporochnus</i> spp.] Ochrophyta incrostanti [es. <i>Aglaozonia</i> spp., <i>Zanardinia typus</i> (Nardo) P.C. Silva, 2000] Ochrophyta erette laminari [es. <i>Laminaria</i> spp., <i>Phyllariopsis</i> spp.] Fucales [es. <i>Cystoseira</i> spp., <i>Sargassum</i> spp.]
Nota: ⁽¹⁾ Alghe appartenenti a vari taxa caratterizzate da tallo filamentoso costituito da filamenti uniseriati o pluriseriati (rispettivamente una o più file di cellule) che formano una sorta di “tappetino” ⁽²⁾ “Cilindrico” è il termine usato in botanica per descrivere una sezione trasversale circolare (o cerchio distorto) con una singola superficie (per le alghe, uno strato di cellule) che la avvolge. Questo tipo di sezione è l’opposto della sezione trasversale “laminare” che presenta una superficie superiore distinta da quella inferiore. La sezione trasversale di un ramo in un albero, ad es., è piuttosto rotonda quindi il ramo è cilindrico mentre quella di una foglia è sottile e allungata con superficie superiore e inferiore distinte, quindi è laminare. Tuttavia, le foglie carnose di piante grasse sono talvolta cilindriche ⁽³⁾ L’organizzazione sifonale e sifonocladale del tallo prevede filamenti con cellule plurinucleate rispettivamente prive di setti o settate

MACRO-MEGA ZOOBENTHOS

Idrozoi (colore: bianco)

Idroidi piccoli [es. *Sertularella* spp.]

Idroidi grandi [es. *Eudendrium* spp.]

Spugne (colore: rosa)

Spugne perforanti [es. *Cliona* spp.]

Spugne incrostanti [es. *Phorbas* spp., *Spirastrella cunctatrix* Schmidt, 1868, *Crambe crambe* (Schmidt, 1862)]

Spugne prostrate/emisferiche ⁽¹⁾ [es. *Ircinia* spp., *Chondrosia reniformis* Nardo, 1847, *Petrosia ficiformis* (Poiret, 1789); *Agelas oroides* (Schmidt, 1864)]

Spugne arborescenti/massive ⁽²⁾ [es. *Axinella polypoides* Schmidt, 1862, *A. cannabina* (Esper, 1794); *Spongia* spp., *Sarcotragus* spp.]

Spugne cespugliose ⁽³⁾ [es. *Aplysina* spp., *Axinella damicornis* (Esper, 1794), *A. verrucosa* (Esper, 1794), *Acanthella acuta* Schmidt, 1862]

Briozoi (colore: blu)

Briozoi incrostanti [es. *Schizoporella* spp., *Schizomavella* spp.]

Briozoi ramificati [es. *Cellaria fistulosa* (Linnaeus, 1758), *Caberea boryi* (Audouin, 1826)]

Myriapora truncata (Pallas, 1766)

Turbicellepora avicularis (Hincks, 1860)

Pentapora fascialis (Pallas, 1766)

Reteporella grimaldii (ex *Sertella*) (Jullien, 1903)

Adeonella calveti (Canu & Bassler, 1930), *Smittina cervicornis* (Pallas, 1766),

Ascidie (colore: lilla)

Ascidie incrostanti (anche epibionti) [es. *Diplosoma* spp., *Botryllus* spp., *Didemnum* spp.]

Ascidie erette [es. *Halocynthia papillosa* (Linnaeus, 1767)]

Antozoi (colore: giallo)

Parazoanthus axinellae (Smidt, 1862)

Leptogorgia sarmentosa (Esper, 1789)

Sclerattinie (ex Madreporari) azooxantellate solitarie [es. *Leptopsammia pruvoti* Lacaze-Duthiers, 1897]

Sclerattinie azooxantellate coloniali [es. *Phyllangia americana mouchezii* Lacaze-Duthiers, 1897;

Polycyathus muelleriae (Abel, 1959)]

Eunicella verrucosa (Pallas, 1766)

Alcyonium acaule Marion, 1878

Corallium rubrum (Linnaeus, 1758)

Paramuricea clavata (Risso, 1826)

Alcyonium coralloides (Pallas, 1766)

Sclerattinie zooxantellate solitarie [es. *Balanophyllia europaea* (Risso, 1826)]

Sclerattinie zooxantellate coloniali [es. *Cladocora caespitosa* (Linnaeus, 1767), *Madracis pharensis* (Heller, 1868)]

Eunicella cavolini (Koch, 1887)

Eunicella singularis (Esper, 1791)

Savalia savaglia (Bertoloni, 1819)

Nota:

⁽¹⁾ Generalmente di piccole dimensioni, con crescita prevalentemente sul piano rispetto che in altezza ($r > h$) senza una forma determinata e regolare o con forma determinata emisferica ($r = h$), solitamente attaccate al substrato lungo la maggior parte dell'area basale

⁽²⁾ Di grandi dimensioni, con portamento eretto e ramificato ($h \gg r$) o massivo ($r \gg h$)

⁽³⁾ Generalmente di piccole dimensioni e con portamento eretto, a formare dei bassi cespugli, solitamente regolarmente ramificate e con una zona ristretta di attacco al substrato

Policheti (colore: grigio)

Serpulidi grandi [es. *Protula intestinum* (Lamarck, 1818), *Serpula vermicularis* Linnaeus, 1767]
Salmacina-Filograna complex

Macroforaminiferi [es. *Miniacina miniacea* (Pallas, 1766)]

Stoloniferi [es. *Sarcodictyon catenatum* Forbes, 1847]

Molluschi bivalvi [es. *Lithophaga lithophaga* Linnaeus, 1758, *Arca barbata* Linnaeus, 1758, *Pteria hirundo* Linnaeus, 1758]

Attinie [es. *Cribrinopsis crassa* Andrés, 1881]

Vermetidi [es. *Thylacodes arenarius* Linnaeus, 1758]

4.2 Software e dispositivi per l'analisi delle immagini

Per l'analisi delle immagini si consiglia l'uso di un software idoneo a marcare, in modo differenziato, le coperture dei taxa/gruppi e calcolarne la percentuale di superficie occupata rispetto a quella fotografata. Molti sono i software disponibili in commercio, ma rispondono perfettamente allo scopo anche alcuni programmi *open source* o *free* software scaricabili da internet, come ad esempio ImageJ o photoQuad (Trygonis & Sini, 2012).

In questo manuale viene presentato, a titolo di esempio, l'uso del programma ImageJ nell'analisi di immagini ⁽¹⁾ raccolte durante un campionamento fotografico effettuato tramite *frame* con piedini telescopici. Il programma è scaricabile gratuitamente on-line (<http://imagej.nih.gov/ij/download.html>) e la scheda di riferimento (Scheda 3) è solo una guida rapida all'uso del software; per i necessari approfondimenti, si rimanda al manuale d'uso del software consultabile su internet (<https://imagej.nih.gov/ij/docs/>) o dalla barra degli strumenti di ImageJ (*Help>Documentation*).

Il programma ImageJ consente di analizzare i dati fotografici mediante il metodo del mosaico a "chiazze" o *patches*. Il software, originariamente progettato dalla NIH Image per Macintosh, eredita dal linguaggio JAVA i vantaggi della portabilità su differenti piattaforme. Ogni taxon o gruppo viene contornato e l'area così ottenuta viene riempita con un colore specifico. Il risultato di questa operazione genera un mosaico eterogeneo a *patches* di diversa grandezza e colore, al fine di consentire una discriminazione fra i vari taxa/gruppi presenti nella superficie fotografata. Il software calcola poi la superficie di ciascuna *patch* permettendo di ottenere per somma la copertura in cm² di ciascun taxon/gruppo.

Come illustrato nell'esempio, l'elaborazione può essere condotta direttamente sullo schermo del computer utilizzando il mouse e la tastiera. Sono tuttavia disponibili in commercio delle tavolette grafiche con penna che consentono di svolgere la stessa elaborazione in modo più rapido e preciso. Questi dispositivi si connettono al computer tramite USB o Bluetooth e consentono di creare il mosaico di *patches* colorate sull'immagine utilizzando la penna sulla tavoletta al posto del mouse.

Si riportano in Allegato C degli esempi pratici di immagini elaborate con il software ImageJ partendo da foto di campo effettuate in tre diverse condizioni ambientali (alto, medio e basso impatto).

Nota:

⁽¹⁾ La descrizione si riferisce alla versione Windows 10 di ImageJ disponibile con Java 8; essa potrebbe pertanto subire variazioni tra le diverse versioni

SCHEDA 3

ANALISI DI IMMAGINI CON IMAGE J: GUIDA RAPIDA

1) Avviare il programma Image J, sulla barra degli strumenti cliccare **File>Open** e aprire la foto (formato .jpg) da elaborare (Figura 1). La superficie fotografata è espressa in pixel (indicati in alto a sinistra, es. 4224x3168), misura che deve essere convertita in cm^2 quindi **Analyze>Set scale**: inserire i parametri del lato minore della foto, ovvero il secondo numero in Distance in pixel (3168) e l'altezza in cm in Known distance (40) così da ottenere la superficie di riferimento per l'elaborazione dell'immagine (nell'esempio, 53cm x 40cm pari a 2120 cm^2), poi Unit of length = cm infine spuntare Global → OK

2) **Analyze>Set measurement**: spuntare solo Area e Decimal places = 2 → OK

3) Prima di procedere con la selezione e il calcolo delle aree colorate per i singoli taxa/gruppi, si decide quale taxon/gruppo viene escluso a priori dall'elaborazione dell'immagine, in modo tale da sveltire l'analisi della foto. La scelta ricade in genere sul taxon/gruppo più evidente, ovvero quello che presenta una superficie di copertura maggiore rispetto ad altri (spesso rappresentato da Rhodophyta calcaree incrostanti o Peyssonnelia spp.). Di questo taxon/gruppo non si farà la selezione con la tavolozza colori del software e la sua percentuale di copertura verrà calcolata per sottrazione nella fase di elaborazione dati (vedi paragrafo 5.1).

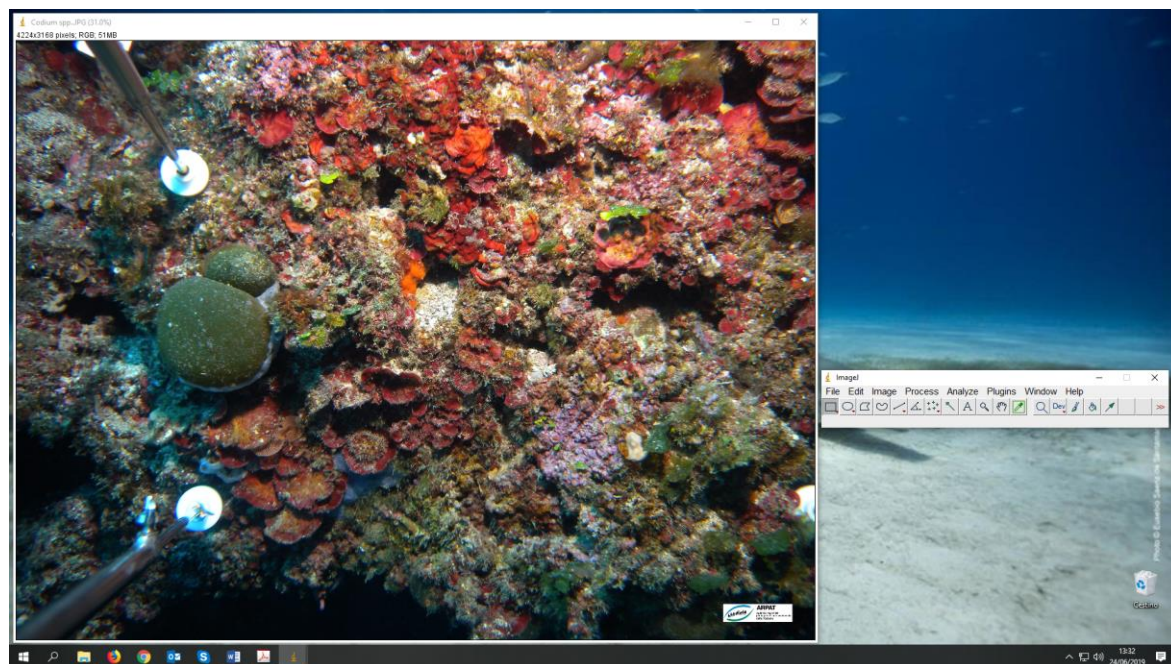


Figura 1 – Esempio di schermata con la foto da elaborare (a sinistra) e la barra dei comandi di Image J (a destra)

4) Sulla barra degli strumenti cliccare il comando Freehand selection (simbolo “cuore”) e, tenendo premuto il tasto maiuscolo sulla tastiera, selezionare (contornandoli) tutti gli organismi appartenenti al primo taxon/gruppo. Al termine dell'operazione, effettuare il riempimento della selezione con il colore del taxon/gruppo codificato nella Scheda 2 → doppio click sul comando Color picker (simbolo “contagocce”), scegliere il colore per lo sfondo B (rettangolo in basso) e cliccare tasto X sulla tastiera.

Il taxon/gruppo selezionato va riempito subito e solo successivamente, una volta effettuato il riempimento colore, si può passare alla selezione del gruppo successivo.

Prima di passare al taxon/gruppo successivo va obbligatoriamente deselezionato quello precedente

Per annullare l'ultima operazione di riempimento: **Edit>Undo**

Per annullare tutti i riempimenti: **File>Revert**

Per cambiare colore/spessore al bordo della selezione: **Edit > Selection > Properties**, inserire il colore in Stroke color e spessore in Width → OK.

Per zoomare ed elaborare l'immagine: cliccare sul comando Magnifying glass (simbolo "lente di ingrandimento") e poi sulla foto, ad ogni click questa viene zoomata e in alto a sinistra compare il quadrato di riferimento. Effettuare la selezione del taxon/gruppo spostando di volta in volta con il comando Scrolling tool (simbolo "manina") l'inquadratura di riferimento in modo tale da selezionare tutti gli organismi presenti nella foto. Terminata l'operazione di selezione, doppio click sul comando lente di ingrandimento per tornare alla dimensione originale e riempimento colore.

Si consiglia di non effettuare più di 2 zoomate: una corretta elaborazione è infatti frutto del compromesso tra dettaglio sul taxon/gruppo e velocità di lettura dell'immagine.

Quando organismi come coralli/briozoi sono presenti con piccole colonie ramificate sparse su tutta la superficie dell'immagine (invece che in colonie grandi e concentrate in pochi punti) conviene fare una stima visiva rapida piuttosto che selezionare una ad una le singole colonie. Un metodo può essere quello di effettuare una stima della superficie occupata da tutte le piccole colonie selezionando un rettangolo (o altra forma geometrica) la cui superficie sia pari alla somma della superficie occupata da tutte le singole colonie sparse per l'immagine fotografica.

Se l'immagine presenta zone d'ombra che ostacolano l'identificazione, selezionare l'area in oggetto con il comando mano libera poi **Image > Adjust > Brightness/Contrast** o **Color Balance** per lavorare su luce e colore.

In generale, qualunque operazione descritta sopra può essere annullata una sola volta.

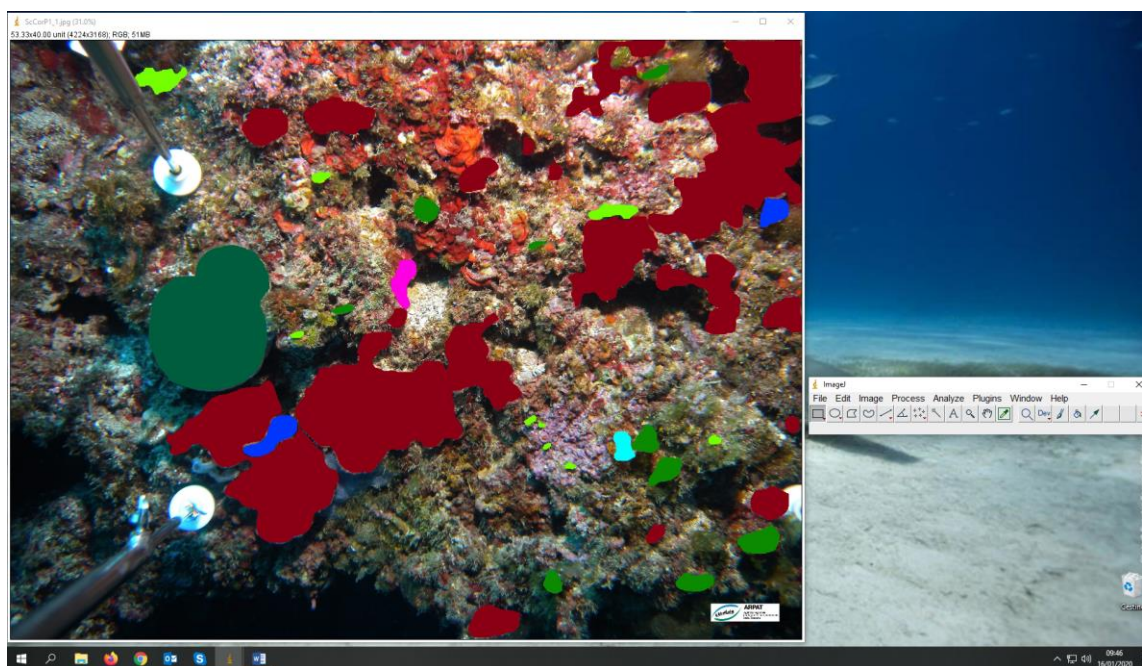


Figura 2 – Esempio di schermata con la foto in fase di elaborazione

5) Per calcolare la copertura totale di ciascun taxon/gruppo (valore in cm^2 della superficie fotografata occupato dal taxon/gruppo): comando Wand (tracing) tool (simbolo "puntatore stellina"), cliccare sulla prima chiazza colorata per evidenziarla e, tenendo premuto il maiuscolo, evidenziare tutte le altre chiazze dello stesso colore → **Analyze > Measure**. La finestra che si apre fornisce il valore di copertura del taxon/gruppo; per salvarlo, sulla barra strumenti della stessa finestra cliccare **File > Save as**, nominare il file con il taxon/gruppo (ad es. Briozoi incrostanti) e la copertura verrà salvata come file excel.

Si consiglia di salvare i taxa/gruppi elaborati (uno per ogni file excel) in una cartella con il nome della foto di riferimento, in modo tale da archiviare nella stessa cartella la foto originale, quella elaborata e tutti i file excel relativi ai taxa/gruppi presenti nella foto.

6) Sulla barra degli strumenti principale cliccare **File > Save as > Jpg**: salvare l'elaborazione con un nome identificabile, così da archiviare la foto elaborata insieme a quella originale.

4.3 Calcolo delle abbondanze e format excel

La copertura è la percentuale di superficie di campionamento occupata dal taxon o gruppo e si calcola: $\text{copertura \%} = \frac{\text{cm}^2}{2000} \times 100$. L'abbondanza dei taxa vegetali (macroalghe) si calcola sempre in copertura % mentre l'abbondanza dei taxa megabentonici cospicui (in particolare delle specie strutturanti massive ed arborescenti dello strato elevato) va riportata sia come copertura % sia come n° di colonie su m².

I dati di copertura di ciascun taxon/gruppo e/o n° di colonie devono essere inseriti in un file excel appositamente predisposto, secondo gli obiettivi del lavoro.

4.4 Parametri ricavabili dall'analisi delle immagini fotografiche

Dall'analisi delle immagini fotografiche è possibile ottenere una stima delle variabili utili al calcolo degli indici di qualità ecologica, ovvero:

- copertura in percentuale, sul campione fotografico, di ogni taxon, gruppo morfologico e/o del sedimento presenti;
- ricchezza specifica: numero di taxa/gruppi presenti nel campione fotografico;

e una stima delle variabili "accessorie", ovvero quelle variabili che non entrano nel calcolo degli indici presentati, ma che costituiscono dati utili a completare il quadro sullo stato di qualità degli habitat a coralligeno. Queste sono:

- n° di colonie per m² dei taxa megabentonici cospicui dello strato elevato (specie strutturanti massive e arborescenti);
- abbondanza (densità al m²) e tipologia dei rifiuti antropici presenti.

5. ANALISI DEI DATI: COSTRUZIONE DATABASE E CALCOLO INDICI DI QUALITÀ ECOLOGICA

La procedura STAR descritta precedentemente è un metodo standardizzato che integra, in modo robusto ed efficace, i diversi approcci disponibili in letteratura per la valutazione della condizione degli habitat a coralligeno presenti su parete verticale nella fascia batimetrica compresa fra 30 e 40 m di profondità. Essa consente pertanto di raccogliere più informazioni possibili ottimizzando lo sforzo di campionamento e fornendo al contempo dati utilizzabili in modi diversi a seconda degli obiettivi del lavoro. Nello specifico, applicando il metodo STAR è possibile costruire un unico dataset (chiamato Database STAR) a partire dal quale si possono calcolare una serie di indici di qualità ecologica riportati in letteratura. Questo dataset si costruisce riportando su un file excel i parametri di campo (consistenza matrice calcarea, massima altezza strato elevato, necrosi) e quelli ottenuti in laboratorio dall'analisi delle immagini fotografiche. Una volta compilato il database STAR, questo può essere utilizzato per calcolare diversi indici di qualità ecologica, ciascuno dei quali viene pertanto considerato un caso particolare di applicazione del metodo STAR. Nel presente manuale verranno trattati solo gli indici sviluppati in Italia, già descritti nella parte introduttiva.

Il primo format da costruire è il "Database STAR" ed è il format excel in cui si riportano i parametri registrati in campo, i dati "bruti" di copertura catturati dalle immagini fotografiche (espressi in cm² per ciascun taxon/gruppo creato dal programma ImageJ su file .xlsx) e i dati relativi ai parametri supplementari che non entrano direttamente nel calcolo degli indici, ma che sono comunque utili ad una valutazione complessiva della condizione dell'habitat indagato. Nello stesso file, i dati bruti verranno poi trasformati in percentuali di copertura, che è il dato utile al calcolo degli indici di qualità ecologica. Esso costituisce pertanto la base di partenza per la descrizione del calcolo di tutti e tre gli indici trattati in questo manuale.

Una volta impostato il database STAR, si procede con la costruzione del format relativo all'indice specifico che si andrà ad applicare (ESCA, COARSE, ISLA).

Nel paragrafo successivo si riporta la procedura dettagliata per l'impostazione del Database STAR. Per la costruzione dei format di calcolo degli indici ESCA, COARSE e ISLA si farà invece riferimento alle Schede 4, 5 e 6. I format excel di riferimento sono disponibili in Allegato D del presente manuale.

5.1 Impostazione format excel e costruzione database STAR

In questo paragrafo viene descritta la costruzione del dataset di base "Database STAR" contenente i dati rilevati *in situ* e quelli ottenuti in laboratorio dalle immagini fotografiche, ovvero le coperture di tutti i taxa/gruppi necessari a calcolare gli indici proposti in questo manuale. Sono inoltre riportati in questo file i parametri supplementari (profondità, morfotipo di substrato, inclinazione ed esposizione della parete) registrati in campo.

Il file è strutturato in modo tale da considerare opportunamente anche le coperture di elementi "estranei" al popolamento coralligeno che si andrà ad analizzare, quali ad esempio le cavità naturali ⁽¹⁾, le mucillagini e il sedimento. Capita infatti di frequente che piccole cavità (specie se profonde) naturalmente presenti nelle pareti a coralligeno sfuggano al fascio di luce dell'illuminatore risultando come "zone d'ombra" che, di fatto, sottraggono cm² alla superficie fotografata. Anche le mucillagini e il sedimento fine che si depositano sugli organismi sono elementi "estranei" al popolamento per cui la loro copertura va considerata a parte nel format che si va a costruire. Tuttavia, poiché il sedimento viene considerato diversamente a seconda del metodo applicato (vedi Schede 4, 5 e 6), nel caso in cui il sedimento diventi una componente dei campioni da analizzare è necessario decidere *a priori* l'indice da applicare così da considerare opportunamente la variabile sedimento nella costruzione del format.

Il format "Database STAR" è composto da diversi fogli di lavoro, ciascuno dei quali va costruito e nominato come segue (in progressione):

I) Calcolo taxa/gruppi × differenza: partendo dalla prima riga/colonna, si inseriscono i siti di campionamento ovvero: Scoglio del Corallo (ScoCor), Argentarola (Argent) e Secca di Capo d'Uomo (CapoUo) che sono i tre siti selezionati per l'Area dell'Argentario, poi i tre Plot (P1, P2, P3), ovvero le repliche spaziali del Sito, e infine le repliche fotografiche per ciascun plot (1-10). Con lo stesso approccio, si riportano le altre tre Aree dell'esempio (Romito, Capraia e Pianosa).

Nota:

⁽¹⁾ Rientrano in questa categoria le parti illeggibili della foto, quali ad es. zone sfocate, elementi del *frame* inquadri accidentalmente etc.

A partire dalla colonna F e scorrendo orizzontalmente troviamo: la superficie minima di riferimento in cm^2 (cm^2 rif: coincide con quella della fotografia, 2000 cm^2 circa, in assenza di elementi “estranei”), le colonne “Cavità”, “Mucillagini” e “Sedimento” e la colonna cm^2 , in cui viene ricalcolata la superficie di riferimento in presenza di elementi estranei. Poi si elencano per colonna i gruppi morfologici, nell’ordine prima le alghe e poi gli animali (colonne K-BL), procedendo orientativamente da quelli più tolleranti a quelli più sensibili (Tabelle 1 e 3, Allegato A).

Laddove siano presenti cavità, mucillagini e/o sedimento è necessario calcolare prima la superficie occupata da questi elementi, riportarla nelle apposite colonne (G, H, I) ed elaborare poi il dato di conseguenza, in base all’indice applicato. Nel caso si decida di procedere con il calcolo di ESCA e ISLA, la superficie ottenuta per tutti e tre gli elementi va sottratta alla superficie totale di campionamento (2000 cm^2) e poi si procede con il calcolo della superficie occupata dai vari taxa per quella foto in base alla nuova superficie ottenuta. La nuova superficie viene calcolata automaticamente in colonna J e deve poi essere riportata come valore nella colonna F. Ad esempio, se sono presenti cavità+mucillagini+sedimento la cui superficie occupa 200 cm^2 , ovvero il 10% della superficie fotografata, la copertura dei vari taxa/gruppi andrà calcolata su una superficie totale di $2000-200 \text{ cm}^2=1800 \text{ cm}^2$. Qualora invece si proceda con il calcolo dell’indice COARSE, la percentuale di copertura del sedimento non va sottratta ma considerata insieme al Feltro come gruppo unico FEL/SED nel calcolo dell’indice (vedi Scheda 5). Rimane invece invariato il trattamento del dato per le cavità e mucillagini (sottrazione e ricalcolo della superficie di riferimento).

A questo punto si passa alla compilazione delle colonne dei taxa/gruppi riportando nelle celle corrispondenti il valore di copertura calcolato da Image J per quel taxon/gruppo. Tutte le celle verranno riempite ad eccezione del taxon/gruppo escluso *a priori* dall’analisi di ImageJ (nel format di esempio, le Rhodophyta calcaree incrostanti, colonna O) che viene evidenziato in BLU. Una volta inseriti tutti i valori, nella colonna BM è stato già calcolato il totale della superficie occupata dai taxa/gruppi (539) e di fianco (colonna BN) il valore di copertura del taxon/gruppo (RhCal.Incr., 1461) calcolato per differenza (F3-BM3) tra il valore di superficie utile fotografata 2000 (F3) e quello occupato da tutti gli altri taxa/gruppi (BM3, ovvero 539).

I valori ottenuti per differenza vengono poi riportati nella casella N (Rhodophyta calcaree incrostanti) del foglio II.

II) Dati bruti: è una copia del foglio I in cui si riportano i valori dei taxa/gruppi calcolati per differenza (Rhodophyta calcaree incrostanti, colonna N) ottenuti nel foglio I. Al termine dell’elenco dei taxa/gruppi vegetali e animali (colonna BL) viene calcolata la superficie totale come somma da J3-BK3, ovvero la somma di tutte le superfici parziali di ciascun taxa/gruppo rispetto alla superficie totale di riferimento (2000 cm^2 o meno).

III) Database completo (cm^2 e %): è una copia del foglio II dove vengono calcolate le coperture percentuali a partire da quelle in cm^2 . Nella seconda parte del foglio (colonne BN-DO) si riportano elencati in orizzontale gli stessi taxa/gruppi calcolandone stavolta la copertura % rispetto alla superficie di riferimento. Per far questo, si riporta in colonna BM il valore 100 e si inserisce la formula di conversione da cm^2 a % ($100*\text{copertura taxa/gruppo in } \text{cm}^2/2000$) in tutte le celle seguenti. Ad esempio, nella prima colonna (BN, Specie aliene) si inserisce la formula (BM3*J3/F3) e così via, ottenendo tutte le superfici occupate da ciascun taxa/gruppo in % parziale rispetto alla superficie di riferimento. Si riporta infine una colonna aggiuntiva (DP, % tot) in cui inserire la formula della somma dei valori % (BN3:DO3) che deve sempre dare 100 (è un modo per controllare la presenza di eventuali errori).

IV) Database Generale: è una copia del foglio III in cui si riportano solamente i dati di copertura percentuale dei taxa/gruppi. Questo è il database generale a partire dal quale si procede con il calcolo dei tre indici. Si costruisce copiando i valori di copertura % dei taxa/gruppi riportati nel blocco J-BK del foglio III e incollandoli sul foglio IV (copia>incolla speciale>valori).

V) Dati di campo: si riportano in questo foglio i dati presi direttamente in campo, ovvero: i) i sei rilevamenti per ciascun plot ottenuti con il penetrometro (Rilevamenti Penetrometrici, in cm) e di questi si calcola la media (PEN, colonna G); ii) la % totale di Necrosi (N) rispetto all’intero popolamento del plot considerato (riportata come media di copertura % per plot); iii) la misura dell’altezza dell’organismo eretto più “alto” (Altezza Massima, AM), in questo caso *Paramuricea clavata* ed *Eunicella cavolini*.

VI) Parametri supplementari: si riportano i dati presi in campo relativi ai parametri supplementari (profondità, morfotipo, inclinazione ed esposizione della parete).

Di seguito le schede di riferimento per la costruzione dei format di calcolo dei tre indici. Per ogni indice si prepara un file excel dedicato che verrà nominato "Format ESCA" (COARSE o ISLA) ed organizzato anche questo per fogli di lavoro come descritto in ciascuna scheda di riferimento.

SCHEDA 4 FORMAT CALCOLO ESCA

Per il calcolo dell'indice ESCA è necessario calcolare le tre metriche che lo compongono: SL, α e β diversità. Per praticità di esecuzione, nel primo foglio di lavoro di questo format si riportano le percentuali di copertura che sono la base di partenza per i calcoli successivi.

1) Database Generale: è il primo foglio di lavoro ed è una copia del foglio IV del format STAR descritto nel paragrafo 5.1; i taxa/gruppi evidenziati in rosso sono quelli che non vengono considerati nell'indice ESCA (faranno invece parte del calcolo dell'indice ISLA). Tali gruppi verranno pertanto eliminati o accorpati, a seconda delle specie, nel foglio di lavoro successivo. Sono inoltre evidenziati in rosso i tre elementi "estranei" che non entrano nel calcolo dell'indice (Cavità, Mucillagini e Sedimento) i quali, una volta effettuata la sottrazione e il ricalcolo della nuova superficie di riferimento, saranno eliminati dal database di ESCA.

2) Database ESCA: è il database di coperture % che serve a calcolare le metriche dell'indice ESCA. Si ottiene creando una copia del foglio 1 ed eliminando da questo i seguenti taxa/gruppi: Specie aliene, Macroforaminiferi, Stoloniferi, Molluschi bivalvi, Attinie, Vermetidi. Vengono invece accorpati, e quindi considerati in fase di identificazione come un unico taxon/gruppo: Idroidi piccoli+grandi (Idrozoi), Sclerattinie azooxantellate (solitarie+coloniali), Sclerattinie zooxantellate (solitarie+coloniali). Vengono inoltre eliminati dal database gli elementi estranei dopo il ricalcolo della superficie minima di riferimento.

3) Calcolo medie %: preparare il foglio riportando il nome dell'Area (Argentario, Romito, Capraia e Pianosa) e dei Siti (Scoglio del Corallo, etc.). Copiare e incollare dal foglio 2 i valori di copertura % dei taxa/gruppi e calcolare le medie di copertura % di ciascun taxa/gruppo per ogni Sito/Area, a seconda dell'obiettivo e quindi della scala spaziale considerata (in questo esempio si calcola per Sito). Le stesse medie possono essere calcolate tramite software di analisi statistica multivariata (R, PERMANOVA+ for PRIMER, etc.) partendo dalle matrici dedicate (vedi punto 6).

4) Medie %-Classi abbondanza: riportare tutte le medie calcolate nel foglio 3 (copia>incolla speciale>valori), ottenendo una riga con tante colonne di taxa/gruppi per ciascun Sito (C-AU). Sotto la griglia, sono riportati gli intervalli di copertura che corrispondono alle diverse classi di abbondanza, ovvero: 1) $>0-\leq 0,01\%$; 2) $>0,01-\leq 0,1\%$; 3) $>0,1-\leq 1\%$; 4) $>1-\leq 5\%$; 5) $>5-\leq 25\%$; 6) $>25-\leq 50\%$; 7) $>50-\leq 75\%$; 8) $>75-\leq 100\%$.

Nelle righe AW-CO si riporta il calcolo delle classi di abbondanza di appartenenza per ciascun gruppo [formula: =SE(C3>75;8;SE(C3>50;7;SE(C3>25;6;SE(C3>5;5;SE(C3>1;4;SE(C3>0.1;3;SE(C3>0.01;2;SE(C3>0;1;0)))))))]].

5) Calcolo EQV_{SL}: copiare i valori di classi di abbondanza calcolati nel foglio 3 sul foglio successivo e accanto ad ogni gruppo aggiungere una colonna in cui viene calcolato il valore $SL \times CA$, ovvero il valore ottenuto moltiplicando il valore di Sensitivity Level di ciascun taxon/gruppo (SL, riportato in Tabella 1-Allegato A e nel foglio di lavoro in cima a ciascun gruppo) per la Classe di Abbondanza (CA, da 1 a 8) corrispondente al valore di copertura dello stesso taxon/gruppo (formula: =(C3*\$C\$1)). Si procede così per tutti gli altri gruppi e poi si calcola il valore di EQV_{SL} (per Sito) nell'ultima colonna (CO) come somma di tutti i valori di riga $SL \times CA$ ottenuti per ciascun taxon/gruppo.

6) Matrice R: in questo foglio viene riportata la matrice di abbondanza % necessaria a calcolare la β diversità con il software R. Le analisi si effettuano su matrice di dati non trasformata.

L'elaborazione con R richiede che la matrice sia predisposta come indicato nel foglio di lavoro (prima riga dedicata all'intestazione, fattori e variabili in colonna, osservazioni in riga) e senza applicare alcun tipo di formattazione (es. caratteri colorati, sfondi, bordi di cella, etc.).

La matrice va poi salvata in un file excel dedicato (Diversity con R, acronimo DivR) che deve essere in formato ".csv" poiché questo è il file che verrà caricato dal programma R al momento dell'elaborazione.

Nel caso in cui si utilizzino software "free" di statistica multivariata diversi da R, o qualora si disponga di licenza per l'utilizzo di comuni software a pagamento (es. PERMANOVA⁺ for PRIMER, PP6⁺), è necessario attenersi di volta in volta al linguaggio del programma utilizzato, predisponendo la matrice secondo quanto richiesto dal software utilizzato. A titolo di esempio, si riporta nel successivo foglio di lavoro la matrice richiesta per l'elaborazione dati tramite pacchetto PP6⁺, software ormai molto diffuso per l'analisi multivariata di dati ecologici.

7) Matrice PP6⁺: nel caso si disponga della licenza, si riporta in questo foglio la matrice di abbondanza % utile al calcolo della β diversità tramite pacchetto PP6⁺. Anche in questo caso, l'analisi va condotta su matrice di dati non trasformata. Per costruire la matrice copiare le % di abbondanza del foglio 2 (copia>incolla speciale>valori) lasciando poi una colonna di spazio e riportando nelle ultime tre colonne (AV, AW, AX) i fattori determinanti (Area, Sito e Plot).

8) Calcolo S (alpha div): in questo foglio di lavoro si riporta il numero di taxa/gruppi presenti in ciascuna foto e poi si calcola la media del numero di taxa/gruppi per ciascun Sito di campionamento (S = valore medio n° taxa/gruppi calcolato su 30 foto). Nel caso in cui la scala considerata sia quella dell'Area, il calcolo verrà effettuato come valore medio di taxa/gruppi per Area (S = valore medio n° taxa/gruppi calcolato su 90 foto). Il calcolo dell' α diversità alla scala desiderata può anche essere effettuato tramite software R o altri software, partendo dalla matrice corrispondente (quella utilizzata per il calcolo della β diversità).

9) EQV alpha div: viene riportata la sintesi dei valori medi calcolati nel foglio precedente per ciascun Sito (o Plot/Area a seconda della scala spaziale considerata).

10) EQV beta div: l'analisi multivariata della dispersione dei gruppi (repliche) rispetto al centroide (test di omogeneità della dispersione) si conduce sulla matrice preparata nel foglio 6. Dopo aver caricato la matrice (file DivR.csv) sul programma R, creare un oggetto che comprende solo i valori di copertura (file DivR1) ed installare il pacchetto "vegan" che contiene la funzione che ci serve ("betadisper"). Applicando la funzione "vegdist" (metodo "bray"), si costruisce la matrice delle distanze (matrice di dissimilarità Bray-Curtis) e sull'oggetto dissDivR=vegdist("DivR1", method=bray) appena creato applicare la funzione "betadisper" specificando la scala spaziale del raggruppamento DivR2= betadisper(dissDivR, DivR\$\$Sito, type "centroid"). L'output dei risultati, i cui valori costituiscono gli EQV_{beta}, è fornito dal programma come "Average distance to centroid" (0,114; 0,155; etc.).

Con il programma PP6⁺ si esegue un'analisi PERMDISP sulla matrice preparata nel foglio 7. Si procede creando: – il disegno per la PERMANOVA con tutti i fattori (Area, fixed, 3 livelli; Sito, random nested in Area; 3 livelli; Plot, random nested in Sito, 3 livelli) – la resemblance matrix (Bray-Curtis similarity) e facendo girare la PERMDISP (matrice non trasformata) impostando il centroide sul fattore che che interessa (in questo caso il Sito, 30 foto, n° perm=9999). Il valore che si andrà a considerare come EQV_{beta} è quello restituito dal programma come "Average" (11,4; 15,5; etc.).

11) EQR finale: per effettuare il calcolo finale di ESCA si dispongono in colonne alternate (C, F, I) i valori di EQV_{SL}, EQV_{alpha} ed EQV_{beta} ottenuti nei fogli precedenti. Ciascun valore viene diviso per il valore di riferimento di Montecristo (in grassetto), rispettivamente EQV_{SL} = 540, EQV_{alpha} = 15, ed EQV_{beta} = 0,20, ottenendo i valori si EQR_{SL}, EQR_{alpha} ed EQR_{beta} per ciascun sito (in blu). La media di questi tre valori fornisce il valore finale di EQR' che servirà per la classificazione del Sito/Area secondo la seguente scala di valori: i) Elevato (EQR ≥ 0,8); ii) Buono (0,6 ≤ EQR < 0,8); iii) Sufficiente (0,4 ≤ EQR < 0,6); iv) Scarso (0,2 ≤ EQR < 0,4) e v) Cattivo (EQR < 0,2).

SCHEDA 5 FORMAT CALCOLO COARSE

Per il calcolo dell'indice COARSE è necessario calcolare le metriche che lo compongono, ovvero i tre descrittori ecologici per ciascuno strato (basale, intermedio ed elevato).

Per praticità di esecuzione, nel primo foglio di lavoro di questo format si riportano le percentuali di copertura (foglio IV del file Database STAR) che ci servono per effettuare i calcoli successivi; a differenza di ESCA, tali calcoli vengono effettuati per singolo Plot e dunque su ciascuno dei tre gruppi di 10 foto che costituiscono le repliche del Sito. Nel foglio successivo si riporteranno invece le misure/osservazioni effettuate in campo (Dati di campo). A questo punto, si dispone di tutti gli elementi per procedere al calcolo dei tre descrittori e dell'indice COARSE.

1) Database Generale: è il primo foglio di lavoro ed è una copia del foglio IV del file di base STAR; i taxa/gruppi evidenziati in rosso sono quelli che non verranno considerati nell'indice COARSE (mentre entreranno nel calcolo dell'indice ISLA). Tali gruppi verranno pertanto eliminati o accorpati, a seconda delle specie, nell'elaborazione dei tre diversi strati (basale, intermedio, elevato) descritta nei successivi fogli di lavoro. I gruppi eliminati dal database generale sono: Specie aliene, Macroforaminiferi, Stoloniferi, Molluschi bivalvi, Attinie e Vermetidi; vengono invece accorpati gli Idroidi piccoli+grandi (Idrozoi). Il taxon/gruppo Spugne perforanti viene evidenziato in blu poiché nei successivi fogli di lavoro le coperture % verranno convertite in valori di presenza/assenza di tali organismi per plot campionato (n° osculi visibili/ $2m^2$, valore totale della superficie fotografata). Sono inoltre evidenziati in rosso i due elementi che non entrano nel calcolo dell'indice (Cavità e Mucillagini) i quali, una volta effettuata la sottrazione e il ricalcolo della nuova superficie di riferimento, verranno eliminati dal database di COARSE. La percentuale di copertura del sedimento, invece, viene mantenuta in quanto entrerà nel calcolo della copertura di una delle categorie bentoniche dello strato basale (FELtro/SEDimento).

2) Dati di campo: è una copia del foglio V del database STAR in cui si riportano i dati presi in campo poiché questi entrano direttamente nel calcolo dell'indice COARSE.

3) Strato Basale (SB): il database per lo strato basale è una copia del foglio I in cui però si riportano solo i taxa/gruppi facenti parte dello strato basale (organismi incrostanti o di piccola taglia, <1cm). Nelle ultime colonne (R, S, T, U) si costruiscono, come somma delle % di copertura, le quattro categorie bentoniche componenti lo Strato Basale, ovvero: i) FEL/SED (Sedimento+Feltro algale+Chlorophyta sifonali/sifonocladali con filamenti separati); ii) RIC (Rhodophyta Incrostanti Calcificate, ovvero le Rhodophyta calcaree incrostanti); iii) AINC (Alghe Incrostanti Non Calcificate, ovvero Peyssonnelia spp.+Ochrophyta incrostanti+Palmophyllum crassum); e iv) AI (Animali Incrostanti, ovvero Spugne+Briozoi+Ascidie incrostanti). Nell'ultima colonna (V) si riporta invece la frequenza di spugne perforanti osservata per ciascuna foto come n° di osculi/replica.

4) SB medie: si riportano i valori di copertura delle categorie ottenute nel foglio 3 e su questi si calcola la media della % di copertura per singolo Plot, ovvero su 10 repliche fotografiche (media P1, P2, P3). Viene inoltre calcolata la frequenza di spugne perforanti per plot di campionamento come media dei valori ottenuti su 10 foto, espressa in n° osculi/ $2m^2$.

*5) SB descrittori: in questo foglio vengono calcolati i tre descrittori per lo Strato Basale che sono: 1) % copertura Categorie Bentoniche (CB); 2) frequenza organismi perforanti (PERforanti, PER); 3) spessore e consistenza matrice calcarea (PENetrometria, PEN). Per il calcolo dei tre descrittori si riportano innanzitutto i valori medi di copertura ottenuti nel foglio precedente per le quattro categorie bentoniche (FEL/SED, AINC, AI, RIC), i valori di frequenza degli organismi perforatori (PER) e quelli della penetrometria (PEN). Al valore medio di ciascun gruppo si associa uno score o punteggio, secondo quanto riportato in Tabella a dello stesso foglio di lavoro (vedi anche Tabella 2-Allegato A). Il valore finale del descrittore CB per ciascuna categoria (colonne L-O) si ottiene applicando la formula (valore medio*score taxon/gruppo)/100, nell'esempio $E4*1/100$ mentre il Totale CB come somma dei cinque punteggi ottenuti per singola categoria (colonna P).*

6) Strato Intermedio (SI): è una copia del foglio 1 in cui si riportano solo i taxa/gruppi di organismi di altezza media, compresa fra 1 e 10 cm. Si identificano innanzitutto presenza (1) o assenza (0) per ciascun gruppo per ciascun Plot (P1, P2, P3), dopodiché nelle ultime tre colonne (AI, AJ, AK) si riportano i tre descrittori dello Strato Intermedio: 1) Ricchezza Specifica (S, come somma dei valori di presenza/assenza); 2) Organismi Eretti Calcificati (OEC, come numero di organismi calcificati presenti; vengono evidenziati con un asterisco sul nome del taxon/gruppo); 3) Briozoi Sensibili (BS, la specie di briozoo più sensibile rilevata secondo la Tabella 2-Allegato A, in cui si elencano gli organismi in ordine di sensibilità crescente da 1, meno sensibile, a 3 più sensibile).

7) SI descrittori: in questo foglio viene calcolato il valore dei tre descrittori S, OEC e BS che definiscono lo Strato Intermedio. Tale valore si ottiene associando lo score corrispondente a ciascuna categoria secondo quanto riportato in Tabella b dello stesso foglio di lavoro (vedi anche Tabella 2-Allegato A).

8) Strato Elevato (SE): il database per lo strato elevato è una copia del foglio 1 da cui vengono estrapolati i taxa/gruppi di organismi massivi o arborescenti di altezza >10 cm. Per ciascun taxon/gruppo si calcola prima la media delle % di copertura per ciascun Plot (10 foto) e poi si sommano nell'ultima colonna (P) i valori medi delle percentuali di copertura di tutti i taxa/gruppi.

9) SE descrittori: in questo foglio viene calcolato il valore dei tre descrittori che definiscono lo Strato Elevato: 1) copertura totale taxa/gruppi; 2) Necrosi (N); 3) Altezza Massima (AM), misurata sull'individuo più "alto" del Plot osservato. Il valore finale di ciascun descrittore si ottiene associando lo score corrispondente a ciascun parametro, secondo quanto riportato in Tabella c (vedi anche Tabella 2, Allegato A).

10) Calcolo COARSE⁽¹⁾: si riportano su questo foglio i valori dei tre descrittori ottenuti nei fogli precedenti per ciascuno strato (colonne F-N). Per singolo strato, si calcola la media di ciascun descrittore sui tre plot di campionamento (colonne P-X). Il valore dell'indice di Qualità COARSE viene calcolato per ciascuno strato come Q_L , che si ottiene applicando la formula $Q_L = (X_L * Y_L * Z_L)^{1/n}$ dove L è lo strato (basale, intermedio, elevato), X, Y e Z il valore del descrittore per strato, n il numero degli strati (3 in questo caso). Il valore di Qualità per sito (Q_o) si ottiene dalla media dei valori dei tre strati Q_{BL} , Q_{IL} e Q_{EL} .

In base ai valori di Q ottenuti, ciascuno strato/sito viene classificato in: i) Elevato ($2,55 < Q \leq 3$); ii) Buono ($2,35 < Q \leq 2,55$); iii) Sufficiente ($2,05 < Q \leq 2,35$); iv) Scarso ($1,55 < Q \leq 2,05$) e v) Cattivo ($Q \leq 1,55$).

Nota:

⁽¹⁾ Formula di calcolo dell'indice di Qualità COARSE e scala di classificazione aggiornate rispetto alla proposta originale in Gatti et al. 2015a

SCHEDA 6 FORMAT CALCOLO ISLA

Per il calcolo dell'indice ISLA è necessario calcolare la metrica ISL (Integrated Sensitivity Level) che ci consente di ottenere il valore finale EQR' dell'indice. Anche in questo caso, dunque, nel primo foglio di lavoro di questo format si riportano le percentuali di copertura (Database Generale) che ci servono per effettuare i calcoli successivi.

1) Database Generale: è il primo foglio di lavoro ed è una copia del foglio IV del file di base STAR descritto nel paragrafo 5.1. In rosso vengono evidenziati gli elementi che non entrano nel calcolo dell'indice (Cavità, Mucillagini e Sedimento) i quali, una volta effettuata la sottrazione e il ricalcolo della nuova superficie di riferimento, verranno eliminati dal database di ISLA.

2) Database ISLA: è il database di coperture % che ci serve per calcolare la metrica dell'indice ISLA. Si ottiene creando una copia del foglio 1 ed eliminando gli elementi "estranei" al popolamento (dopo aver effettuato il ricalcolo della superficie di riferimento).

3) Calcolo medie %: si prepara il foglio riportando il nome dell'Area (Argentario, Romito, Capraia e Pianosa) e dei Siti (Scoglio del Corallo, etc.). Si copiano e incollano dal foglio 2 i valori di copertura % dei taxa/gruppi e si calcolano le medie di copertura % per ciascun gruppo e per ogni Sito/Area, a seconda dell'obiettivo e quindi della scala spaziale considerata (in questo esempio procediamo per Sito).

4) Medie %-Classi abbondanza: si riportano su questo foglio i valori di tutte le medie calcolate nel foglio precedente ottenendo una riga con tante colonne di taxa/gruppi per ciascun Sito (C-BD). Sotto la griglia si riportano gli intervalli di copertura che corrispondono alle diverse classi di abbondanza, ovvero: 1) $>0-\leq 0,01\%$; 2) $>0,01-\leq 0,1\%$; 3) $>0,1-\leq 1\%$; 4) $>1-\leq 5\%$; 5) $>5-\leq 25\%$; 6) $>25-\leq 50\%$; 7) $>50-\leq 75\%$; 8) $>75-\leq 100\%$.

Nelle righe BF-DG si riporta il calcolo delle classi di abbondanza di appartenenza per ciascun gruppo usando la seguente formula:

$=SE(C3>75;8;SE(C3>50;7;SE(C3>25;6;SE(C3>5;5;SE(C3>1;4;SE(C3>0.1;3;SE(C3>0.01;2;SE(C3>0;1;0)))))))))$

5) Calcolo EQV_{ISL}: in questo foglio si copiano i valori di classi di abbondanza calcolati nel foglio 4) e accanto ad ogni gruppo si aggiunge una colonna in cui viene calcolato il valore $ISL \times CA$, ottenuto moltiplicando il valore di Integrated Sensitivity Level di ciascun taxon/gruppo (ISL, riportato in Tabella 3-Allegato A e nel foglio di lavoro in cima a ciascun gruppo) per la Classe di Abbondanza (CA, da 1 a 8) corrispondente al valore di copertura dello stesso taxon/gruppo (formula: $=C3*\$C\1). Si procede così per tutti gli altri gruppi e poi si calcola il valore di EQV_{ISL} (per Sito/Area) nell'ultima colonna (DG) come somma di tutti i valori di riga ISLxCA ottenuti per ciascun taxon/gruppo.

6) EQR finale: per effettuare il calcolo finale di ISLA si riportano i valori di EQV_{ISL} calcolati nel foglio precedente e si divide ciascun valore per il valore di riferimento di Montecristo (in grassetto), ovvero $EQV_{ISL} = 370$. Il valore finale di EQR' fornirà la classificazione del Sito (o Area) secondo la seguente scala di valori: i) Elevato ($EQR \geq 0,8$); ii) Buono ($0,6 \leq EQR < 0,8$); iii) Sufficiente ($0,4 \leq EQR < 0,6$); iv) Scarso ($0,2 \leq EQR < 0,4$) e v) Cattivo ($EQR < 0,2$).

6. CONFRONTO FRA INDICI E APPLICAZIONE INTEGRATA

L'esercizio pratico effettuato, a titolo di esempio, con i format excel di ESCA, COARSE e ISLA mostra che tutti e tre gli indici applicati hanno permesso di valutare uno stato di qualità ecologica Elevato/Buono a Pianosa, Buono all'Argentario e Sufficiente a Livorno, mentre valori discordanti sono stati ottenuti per l'isola di Capraia (Figura 6.1). ESCA e ISLA, infatti, classificano l'Isola di Capraia in uno stato di buona qualità ecologica, seppure con valori di EQR diversi, mentre COARSE rileva uno stato di qualità sufficiente. Le differenze ottenute sono coerenti ed intrinsecamente legate ai diversi approcci con i quali gli indici sono stati elaborati per cui la discrepanza può essere imputata alle caratteristiche naturali, del tutto peculiari, dei popolamenti coralligeni di Capraia. Il coralligeno di Capraia, infatti, manca totalmente dello strato elevato formato da gorgonacei per cui questo tipo di popolamento può venire fortemente penalizzato nella sua valutazione da un indice come COARSE, il quale prevede nel calcolo del valore finale di qualità l'integrazione di tutte e tre le stratocenosi del coralligeno.

Una corretta valutazione dello stato ecologico del coralligeno di parete deve pertanto tenere in considerazione anche la struttura del popolamento naturalmente presente nell'area indagata, applicando gli indici in modo coerente ed integrato, così da ottenere più informazioni possibili evitando al contempo sottostime dei reali valori di qualità ecologica.

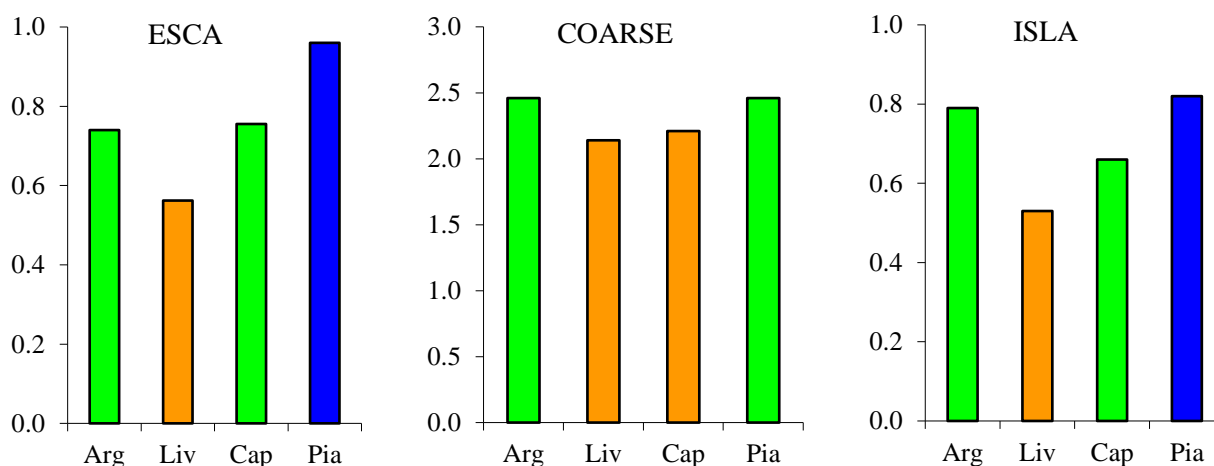


Figura 6.1 – Valori qualità ecologica (EQR' e Q) ottenuti con l'applicazione dei tre indici. Arg=Argentario, Liv=Livorno, Cap=Capraia, Pia=Pianosa

BOX 1
INTERCONFRONTO ESCA vs COARSE: CASO STUDIO DI APPLICAZIONE
LUNGO LE COSTE DEL MEDITERRANEO OCCIDENTALE

Gli indici ESCA e COARSE sono stati impiegati contemporaneamente in una cinquantina di siti. Una parte di questo studio è stata pubblicata dimostrando la capacità di entrambi gli indici di rilevare variazioni della qualità ecologica dei popolamenti coralligeni lungo un gradiente di pressione antropica (Piazzi et al., 2017a). Tuttavia, sono state riscontrate differenze nella classificazione dello stato di qualità del coralligeno da essi fornita dovute essenzialmente al differente approccio usato dai due indici.

Area di studio, condizioni e siti di interconfronto

Lo studio pubblicato è stato condotto nel bacino Mediterraneo Occidentale, in 24 siti selezionati lungo le coste di Francia, Liguria, Toscana, Lazio e Sardegna, in relazione al livello di pressioni antropiche in essi presenti (Figura 1). Otto siti sono stati individuati all'interno di Aree Marine Protette (AMP), dove i piani di conservazione sono ben realizzati (Portofino-Altare, Portofino-Secca Gonzatti, Tavolara-Secca del Papa, Tavolara-Occhio di Dio, Asinara-Punta Tumarino, Asinara-Pedra Bianca, Capo Carbonara-Cavoli, Capo Carbonara-Serpentara); otto siti sono stati selezionati in aree non protette ma comunque a basso impatto antropico (low pressure, LP) (Les Deux Frères, Bec de l'Aigle, Île du Planier, Elba-Picchi di Pablo, Elba-Punta Galera, Costa Paradiso-West, Costa Paradiso-East, Torre delle Stelle); otto siti sono stati infine individuati in aree soggette ad elevato impatto antropico (high pressure, HP) (Sèche des Pêcheurs, Figuerolle, Large Oursinière, Livorno-Boccale, Livorno-Calignaia, Civitavecchia, Sant'Agostino, Santa Marinella).

Il livello di pressione antropica per ciascun sito è stato valutato utilizzando l'indice di antropizzazione, definito come somma di nove fattori di impatto che agiscono sulle scogliere coralligene (urbanizzazione e scarichi urbani, porti, turismo, attività industriali, carichi sedimentari, acquicoltura, effluenti agricoli, pesca e ancoraggi) (Piazzi et al., 2015). Ciascun fattore di impatto è stato classificato da 0 (nessun impatto) a 2 (forte impatto), in relazione alla presenza e al tipo di pressione antropica e alla distanza del sito dalla sorgente di impatto (Gatti et al., 2015a; Piazzi et al., 2015, 2017a). In questo caso di studio la differenza fra le aree non protette a basso impatto antropico e le AMP è dovuta prevalentemente all'assenza, in queste ultime, di impatti dovuti agli ancoraggi e alla pesca.

Metodi di campionamento, analisi dei dati e calcolo degli indici di qualità ecologica

In ciascun sito sono stati effettuati i campionamenti fotografici e i rilievi in situ secondo il protocollo STAR descritto nei precedenti paragrafi.

I dati raccolti sono stati elaborati con metodi di statistica multivariata per evidenziare differenze di struttura nei popolamenti osservati ai tre diversi livelli di pressione (AMPs, basso ed elevato impatto antropico) e scala spaziale (Sito e Plot).

Per ciascun sito sono stati poi calcolati i due indici ESCA e COARSE, secondo le procedure già descritte. I valori di qualità ottenuti per ciascun indice, così come i valori delle metriche utilizzate da ESCA (SL, α e β diversità) e degli strati utilizzati nel COARSE (basale, intermedio ed elevato) sono stati analizzati con tecniche di statistica univariata al fine di confrontare l'efficacia dei due indici nel discriminare lo stato di qualità del coralligeno sottoposto a diversi livelli di pressione. È stata infine testata la risposta di ciascuna metrica alle diverse condizioni ambientali utilizzando diagrammi ternari, i quali discriminano la posizione di ciascun gruppo di siti (AMP, basso e alto impatto) sulla base della metrica utilizzata.

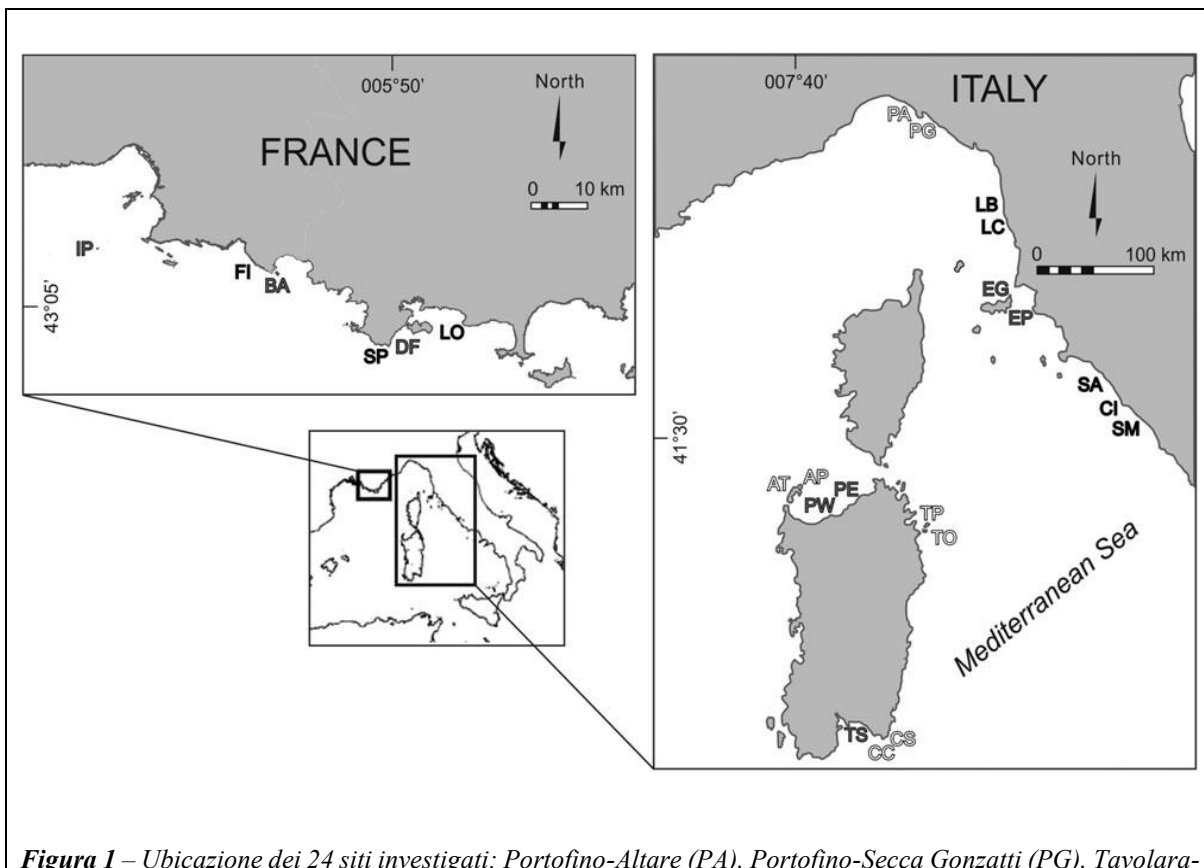


Figura 1 – Ubicazione dei 24 siti investigati: Portofino-Altare (PA), Portofino-Secca Gonzatti (PG), Tavolara-Secca del Papa (TP), Tavolara-Occhio di Dio (TO), Asinara-Punta Tumarino (AT), Asinara-Pedra Bianca (AP), Capo Carbonara-Cavoli (CC), Capo Carbonara-Serpentara (CS), Les Deux Frères (DF), Bec de l'Aigle (BA), Ile du Planier (IP), Elba-Picchi di Pablo (EP), Elba-Punta Galera (EG), Costa Paradiso-Ovest (PW), Costa Paradiso- Est (PE), Torre delle Stelle (TS), Sèche des Pêcheurs (SP), Figuerolle (FI), Grande Oursinière (LO), Livorno-Boccale (LB), Livorno-Calignaia (LC), Civitavecchia (CI), Sant'Agostino (SA), Santa Marinella (SM). In lettere bianche i siti in aree marine protette, in lettere grigie i siti non protetti ma con basso livello di pressioni umane, in lettere nere i siti in aree non protette con un elevato livello di pressioni umane

Risultati

L'analisi multivariata ha evidenziato differenze significative nella struttura dei popolamenti tra i siti HP e tutti gli altri, mentre i popolamenti osservati nei siti LP e nelle AMP risultano abbastanza simili. L'indice ESCA evidenzia uno stato di qualità che va da buono ad elevato nelle AMP e nella gran parte dei siti LP, mentre i siti HP vengono classificati in uno stato di qualità sufficiente (Figura 2a). COARSE, invece, classifica le AMP e i siti LP in uno stato di qualità che va da buono a sufficiente mentre la qualità dei siti HP varia in un range tra sufficiente e cattivo a seconda del sito considerato (Figura 2b).

L'analisi univariata condotta sui valori di ESCA e COARSE mostra che, nonostante evidenti differenze di classificazione, entrambi gli indici discriminano bene le condizioni ambientali reali cui sono sottoposte le scogliere coralligene (HP vs AMPs, LP).

I diagrammi ternari evidenziano che le metriche utilizzate per ESCA sono efficaci nel discriminare le diverse condizioni ambientali solo quando vengono combinate insieme; impiegate singolarmente, infatti, non risultano sensibili ai diversi livelli di pressione. Al contrario, le metriche utilizzate per COARSE sono sensibili ai diversi livelli di pressione antropica anche quando vengono utilizzate separatamente.

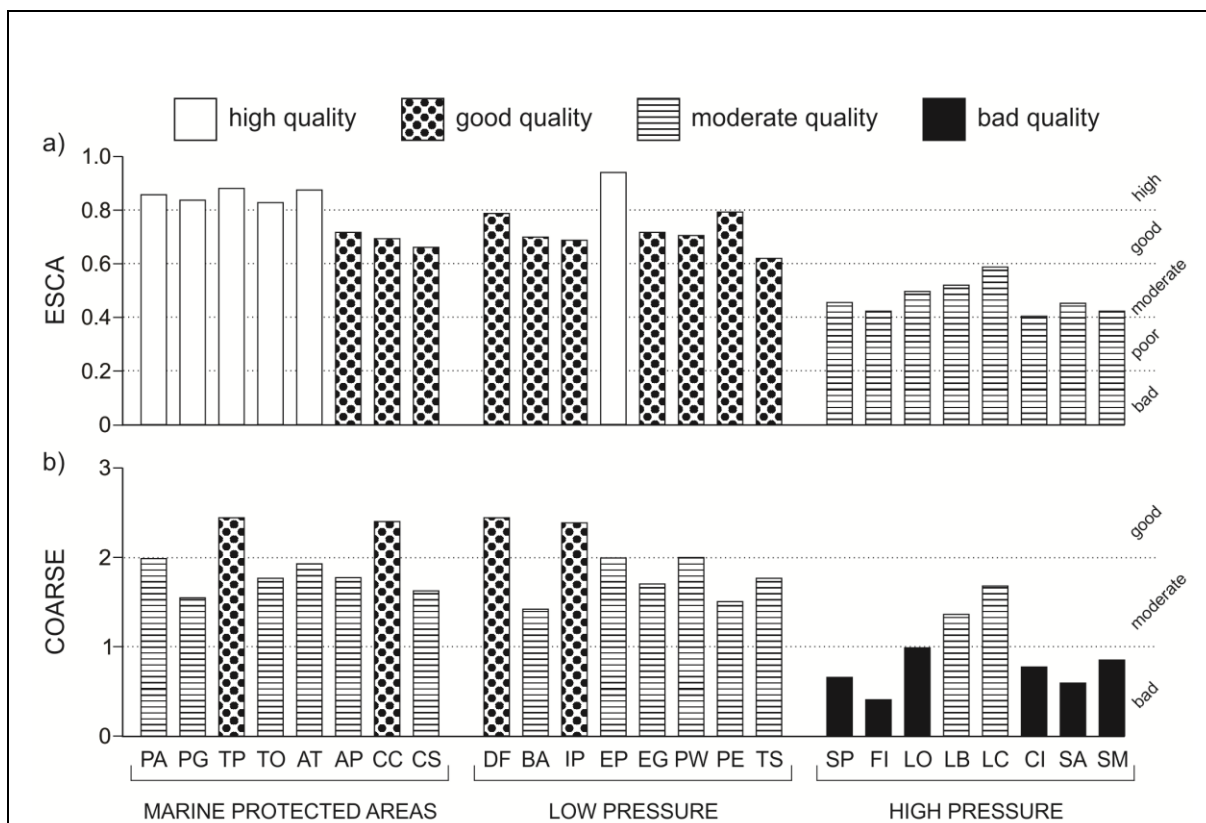


Figura 2 – Valori di qualità ecologica calcolati applicando l'indice ESCA (a) e l'indice COARSE (b) nei siti indagati (Marine Protected Areas: PA=Portofino-Altare, PG=Portofino-Secca Gonzatti, TP=Tavolara-Secca del Papa, TO=Tavolara-Occhio di Dio, AT=Asinara-Punta Tumarino, AP=Asinara-Pedra Bianca, CC=Capo Carbonara-Cavoli, CS=Capo Carbonara-Serpentara; Low pressure, LP: DF=Les Deux Frères, BA=Bec de l'Aigle, IP=Île du Planier, EP=Elba-Picchi di Pablo, EG=Elba-Punta Galera, PW=Costa Paradiso-West, PE=Costa Paradiso-East, TS=Torre delle Stelle; High pressure, SP=HP: Sèche des Pêcheurs, FI=Figuerolle, LO=Large Oursinière, LB=Livorno-Boccale, LC=Livorno-Calignaia, CI=Civitavecchia, SA=Sant'Agostino, SM=Santa Marinella).

Discussione

Questo studio è il primo tentativo di valutare lo stato di qualità ecologica delle scogliere coralligene attraverso l'uso contemporaneo di due indici che sono basati su due approcci diversi e totalmente indipendenti: un approccio biocenotico che considera la composizione in specie e la biodiversità, valutata a più livelli (ESCA), e un approccio paesaggistico che considera anche la struttura e la tridimensionalità dell'habitat (COARSE). Questi due approcci forniscono informazioni diverse ma complementari per la determinazione della qualità delle scogliere coralligene e per evidenziare gli effetti delle pressioni antropiche sui popolamenti ad esse associati.

Ciascuno dei due indici, infatti, integra metriche diverse che lavorano a differenti livelli di complessità ecosistemica, in relazione all'approccio seguito nella costruzione dell'indice. Entrambi gli indici sono sensibili ai differenti livelli di pressione antropica ed evidenziano in modo simile le condizioni di impatto elevato. ESCA e COARSE presentano invece una sensibilità diversa alle condizioni non o comunque poco impattate; in particolare, COARSE attribuisce un valore di classificazione "minore" rispetto a quello di ESCA ad alcuni siti AMP e LP. Questa diversa sensibilità è il risultato diretto del diverso approccio utilizzato dai due indici.

Il COARSE, infatti, integrando tutti e tre gli strati del coralligeno nel valore finale di qualità, attribuisce valori più bassi a quei popolamenti coralligeni in cui viene meno lo strato elevato (l'assenza ad esempio di antozoi e spugne arboreescenti), indipendentemente dalle cause che determinano l'assenza o comunque la rarefazione di tale strato (impatto umano o conformazione originaria naturale). Ciò significa che l'indice riconoscerà come "di minore qualità" non solo quelle scogliere coralligene realmente sottoposte a stress e quindi impattate, ma anche quelle che sono naturalmente prive di strato elevato (vedi ad es. Costa Paradiso, Asinara e Occhio di Dio). ESCA, invece, non differenzia gli strati ma si basa sulla composizione in specie e sulla loro abbondanza, indipendentemente dalla conformazione paesaggistica del popolamento. Più in generale, possiamo dire che le differenze tra ESCA e COARSE sono frutto della diversa "storia" dei due indici. Infatti, ESCA è un indice che è stato sviluppato secondo una logica bottom-up, ovvero partendo da dati raccolti nell'ambito di studi per la valutazione di impatto sulle scogliere coralligene tirreniche (Balata et al., 2005, 2007a, 2007b; Piazzì & Balata, 2009; Gennaro & Piazzì, 2011; Piazzì et al., 2011). Di conseguenza, le metriche utilizzate per costruire ESCA sono state selezionate sulla base della loro apparente risposta a stress antropici locali (Piazzì et al., 2012; Cecchi et al., 2014; Piazzì et al., 2015, 2016). Lo sviluppo di COARSE, invece, ha seguito una logica top-down, partendo da basi teoriche di letteratura e testandone sul campo la robustezza. I descrittori utilizzati, quindi, sono stati selezionati sulla base di un concetto di qualità "intrinseca" delle scogliere coralligene, indipendentemente da una eventuale pressione antropica locale (Gatti et al., 2015a). Applicando l'indice COARSE è possibile rilevare la presenza di impatti che agiscono sulle strutture calcaree e sulle specie erette, così come gli effetti sub-letali che agiscono a differenti livelli; infatti, la presenza di necrosi sugli organismi eretti o la perdita di consistenza della matrice calcarea dello strato basale rappresentano dei segnali di stress (Coma et al., 2004; Teixidó et al., 2013) non evidenziabili tramite l'applicazione dell'indice ESCA. Più in generale, ESCA, che è incentrato sulla valenza ecologica dei taxa/gruppi e sulla biodiversità, illustra meglio la relazione tra popolamenti coralligeni e qualità dell'acqua mentre COARSE, interessandosi più all'aspetto topologico (eterogeneità verticale) del paesaggio coralligeno, descrive meglio l'integrità del fondale marino. Le tre metriche usate da ESCA sono complementari e nessuna di loro, presa singolarmente, fornisce informazioni aggiuntive a quanto rilevato dall'indice stesso. Al contrario, i tre descrittori del COARSE, presi singolarmente, possono fornire informazioni differenti, informazioni che possono essere in parte perdute all'atto della loro integrazione nel calcolo finale dell'indice. Per questo motivo, nell'applicazione dell'indice COARSE per la valutazione della qualità di un sito, è spesso consigliabile mantenere gli strati separati, così da individuare meglio le cause che agiscono sui singoli strati e calibrare al meglio le azioni da intraprendere per ricondurre il sistema al buono stato ecologico.

6.1 Conclusioni e prospettive future

Da quando le Direttive Quadro Europee sono entrate a far parte del quadro normativo ambientale, una vasta gamma di indici di qualità ecologica è stata prodotta per la valutazione dello stato ecologico degli habitat marini. Tuttavia, gli esempi di interconfronto e di intercalibrazione fra indici sono ad oggi molto rari: l'unico esercizio di intercalibrazione condotto a livello Mediterraneo entro un quadro normativo è stato quello relativo agli indici sviluppati nell'ambito delle attività di recepimento della WFD (2000/60/CE) per gli habitat a *Posidonia oceanica* e per gli habitat di fondi mobili (Macrozoobenthos) e fondi duri dell'infralitorale superiore (Macroalghe).

L'utilizzo di differenti indici per testare allo stesso tempo la qualità ecologica dei popolamenti coralligeni è stato dunque fino ad ora condotto in modo sperimentale; tuttavia, rappresenta una metodica importante che andrebbe considerata nei programmi di monitoraggio in quanto gli indici descritti si basano su approcci diversi (ESCA e ISLA sono costruiti a partire da un approccio biocenotico, COARSE da un approccio paesaggistico) ed utilizzano in parte metriche diverse, fornendo così informazioni complementari sugli effetti delle diverse pressioni antropiche.

In particolare, ESCA utilizza differenti metriche che vanno dal livello di sensibilità degli organismi presenti ai pattern di diversità alpha e beta, fornendo così informazioni sulle alterazioni che riguardano differenti aspetti della biodiversità.

ISLA si basa solo sul livello di sensibilità, ma riesce a separare la sensibilità al disturbo dalla sensibilità allo stress.

Infine COARSE analizza separatamente i tre strati dei popolamenti coralligeni fornendo indirettamente informazioni su quale sia lo strato dove agiscono prevalentemente le pressioni che caratterizzano una data area. I vari indici possono quindi evidenziare effetti di stress e disturbi di differente origine e a diversi livelli di complessità ecosistemica, per cui il loro utilizzo contemporaneo consente di effettuare una più completa valutazione della qualità ecologica del coralligeno in relazione a differenti pressioni antropiche.

L'uso di descrittori multipli e l'integrazione di informazioni provenienti da più livelli ecosistemici (da quello di specie a quello di paesaggio) è considerato un valido approccio per individuare i cambiamenti della qualità ecosistemica (Borja et al., 2009; Martinez-Crego et al., 2010). Inoltre, l'uso contemporaneo di diversi descrittori consente di rilevare la risposta dei popolamenti a specifici impatti e, di conseguenza, di indirizzare al meglio le misure di intervento ed i piani di conservazione. Ciò risulta molto importante se consideriamo che il quadro normativo europeo in materia ambientale richiede non solo il monitoraggio degli ecosistemi marini, ma anche la programmazione di interventi concreti atti a ripristinare il buono stato ecologico ed ambientale laddove questo fosse andato perduto.

È pertanto auspicabile che l'approccio di interconfronto/intercalibrazione fra indici nella valutazione dello stato ecologico e ambientale degli ambienti marini sia sempre più diffuso, al fine di individuarne i punti di forza e di debolezza e sviluppare così metodi integrati ed efficaci da fornire al legislatore per rispondere in modo sempre più adeguato alle richieste delle Direttive Europee.

Un altro aspetto importante da considerare nell'applicazione degli indici di qualità ecologica è quello relativo alle condizioni di riferimento. In accordo con i concetti introdotti dalle Direttive Quadro Europee, il primo step fondamentale nello sviluppo di un metodo è quello di stabilire le condizioni di riferimento (Reference Conditions, RC) dei popolamenti marini, ovvero le condizioni di "bianco" (assenza o comunque scarsa presenza di impatto antropico) cui rapportare di volta in volta le diverse situazioni osservate in campo. La scelta delle RC va dunque fatta in modo accurato, sia in termini di sito sia di scala spaziale di riferimento. I popolamenti marini, infatti, sono soggetti ad una certa variabilità naturale soprattutto in relazione alla scala spaziale considerata; il coralligeno è, da questo punto di vista, uno dei meno variabili poiché si sviluppa in condizioni ambientali relativamente stabili (scarsa illuminazione e idrodinamismo, basse temperature), condizioni che ricorrono in modo piuttosto omogeneo tra diverse aree del Mediterraneo.

Il metodo descritto nel presente manuale è stato testato e validato su un database di 50 siti rappresentativi del Mar Mediterraneo Occidentale (Francia, Liguria, Toscana, Sardegna, Lazio), selezionati secondo 3 tipologie di condizioni ambientali: Aree Marine Protette AMP, aree marine non protette ma comunque a basso impatto antropico (Low Pressure, LP) e aree marine ad elevato impatto antropico (High Pressure, HP). Ciò al fine di testare sul campo l'efficacia del metodo lungo lo spettro delle condizioni ambientali possibili. I risultati ottenuti hanno dimostrato che le condizioni di riferimento selezionate nell'ambito del metodo STAR (AMP dell'Isola di Montecristo, Arcipelago Toscano) sono idonee alla definizione dello stato di qualità dei popolamenti coralligeni di tutti i siti posti lungo le coste del Mediterraneo Occidentale, dalla Francia alle coste italiane del Lazio e della Sardegna; pertanto, tali RC sono state assunte come rappresentative della sottoregione Mar Mediterraneo Occidentale.

Volendo estendere la scala spaziale al bacino mediterraneo, non ci sono ad oggi elementi per poter affermare con certezza che queste stesse condizioni di riferimento siano idonee alla definizione dello stato ecologico delle comunità coralligene presenti anche in altre sottoregioni (Mar Mediterraneo Centrale, Mar Ionio, Mare Adriatico e Mar Egeo Orientale). In particolare, per le sue caratteristiche di "mare chiuso", il Mare Adriatico presenta popolamenti marini spesso diversi da quelli tipici del Mediterraneo Occidentale il che potrebbero richiedere una revisione sostanziale delle condizioni di riferimento attualmente in uso, come accaduto in passato anche per altri metodi adottati a livello nazionale dai paesi mediterranei.

In conclusione, una corretta valutazione dello stato ecologico del coralligeno di parete su scala mediterranea tramite applicazione del metodo STAR, dovrà richiedere necessariamente una sua validazione alle scale spaziali non testate. Per far ciò, è necessario innanzitutto verificare l'idoneità o meno delle attuali condizioni di riferimento, stabilirne delle nuove laddove necessario e calibrare il metodo sulle nuove RC in condizioni ambientali differenti (assenza/presenza di pressioni).

Interconfronto fra indici e validazione su scala mediterranea rappresentano dunque importanti traguardi futuri di un metodo che ha già dimostrato buone potenzialità su larga scala e che potrebbe per questo rivelarsi un utile strumento da impiegare nei piani di monitoraggio nazionali dei Paesi che si affacciano sul Mar Mediterraneo.

BIBLIOGRAFIA

- Abbiati M., Airoldi L., Costantini F., Fava F., Ponti M., Virgilio M. (2009). Spatial and temporal variation of assemblages in Mediterranean coralligenous reefs. In: C. Pergent-Martini, Brichet M. (Eds.), Proceedings of the first symposium on the coralligenous and other calcareous bio-concretions of the Mediterranean Sea, Tabarka, Tunis, 15-16 January 2009 (pp. 34-39). Tunis, Tunisia: UNEP/MAP-RAC/SPA.
- Aguado-Gimenez F., Ruiz-Fernandez J.M. (2012). Influence of an experimental fish farm on the spatio-temporal dynamic of a Mediterranean maerl algae community. *Marine Environmental Research* 74, 47-55.
- Airoldi L., Rindi F., Cinelli F. (1995). Structure, seasonal dynamics and reproductive phenology of a filamentous turf assemblage on a sediment influenced, rocky subtidal shore. *Botanica Marina* 38, 227-237.
- Anderson M.J. (2006). Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics* 62, 245-253.
- Augier H., Boudouresque C.F. (1975). Dix ans de recherches dans la zone marine du Parc National de Port-Cros (France). Troisième partie. *Annales de la Société des Sciences Naturelles et d'Archéologie de Toulon et du Var* 27, 131-170.
- Balata D., Piazzini L., Cecchi E., Cinelli F. (2005). Variability of Mediterranean coralligenous assemblages subject to local variation in sediment deposits. *Marine Environmental Research* 60, 403-421.
- Balata D., Piazzini L., Benedetti-Cecchi L. (2007a). Sediment disturbance and loss of beta diversity on subtidal rocky reefs. *Ecology* 88, 2455-2461.
- Balata D., Piazzini L., Cinelli F. (2007b). Increase of sedimentation in a subtidal system: effects on the structure and diversity of macroalgal assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 351, 73-82.
- Balata D., Piazzini L., Rindi F. (2011). Testing a new classification of morphological functional groups of marine macroalgae for the detection or responses to disturbance. *Marine Biology* 158, 2459-2469.
- Ballesteros, E. (2008). Action plan for the conservation of the coralligenous and other calcareous bio-concretions in the Mediterranean Sea. Tunis, Tunisia: UNEP/MAP-RAC/SPA.
- Ballesteros E. (2006). Mediterranean coralligenous assemblages: a synthesis of present knowledge. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* 44, 123-195.
- Ballesteros, E., Rodríguez-Prieto C. (1996). Presència d'*Asparagopsis taxiformis* (Delile) Trevisan a Balears. *Bolletí de la Societat d'Història Natural de les Balears* 39, 135-138.
- Bavestrello G., Cerrano C., Zanzi D., Cattaneo-Vietti R. (1997). Damage by fishing activities in the Gorgonian coral *Paramuricea clavata* in the Ligurian Sea. *Aquatic Conservation Marine Freshwater Ecosystem* 7 (3), 253-262.
- Belsher T., Meinesz A. (1995). Deep-water dispersal of the tropical alga *Caulerpa taxifolia* introduced into the Mediterranean. *Aquatic Botany* 51, 163-169.
- Bertolino M., Ferranti M.P. (2018). Pinneggiando nei mari italiani. *Atlante della flora e della fauna*. Hoepli Eds.
- Bianchi C.N., Pronzato R., Cattaneo-Vietti R., Benedetti-Cocchi L., Morri C., Pansini M., Chemello R., Milazzo M., Fraschetti S., Terlizzi A., Peirano A., Salvati E., Benzoni F., Calcinai B., Cerrano C., Bavestrello G. (2004). Mediterranean marine benthos: a manual of methods for its sampling and study. 6: Hard bottoms. *Biologia Marina Mediterranea* 11(suppl. 1), 185-215.
- Bianchi C.N., Azzola A., Bertolino M., Betti F., Bo M., Cattaneo-Vietti R., Cocito S., Montefalcone M., Morri C., Oprandi A., Peirano A., Bavestrello G. (2019a). Consequences of the marine climate and ecosystem shift of the 1980-90s on the Ligurian Sea biodiversity (NW Mediterranean). *The European Journal of Zoology* 86 (1), 458-487.
- Bianchi C.N., Azzola A., Parravicini V., Peirano A., Morri C., Montefalcone M. (2019b). Abrupt change in a subtidal rocky reef community coincided with a rapid acceleration of sea water warming. *Diversity* 11, 215.
- Birk S., Bonne W., Borja A., Bruce S., Courrat A., Poikane S., Solimini A.G., van de Bund W., Zampoukas N., Hering D. (2012). Three hundred ways to assess Europe's surface waters: an almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecological Indicators* 18, 31-41.

- Borja A., Ranasinghe A., Weisberg S.B. (2009). Assessing ecological integrity in marine waters, using multiple indices and ecosystem components: challenges for the future. *Marine Pollution Bulletin* 59, 1-4.
- Borja, A., Elliott, M., Carstensen, J., Heiskanen, A.S. & Van De Bund, W. (2010). Marine management – towards an integrated implementation of the European Marine Strategy Framework and the Water Framework Directives. *Marine Pollution Bulletin* 60, 2175-2186.
- Bosence D.W.J. (1983). Coralline algal reef frameworks: Cenozoic carbonates. *Journal of the Geological Society* 140(3), 365-376.
- Bosence D.W.J. (1985). The “Coralligene” of the Mediterranean – a Recent Analog for the Tertiary Coralline Algal Limestones. In: Toomey D.E., Nitecki M.H. (Eds.), *Paleoalgology: Contemporary Research and Applications* 216-225
- Boudouresque C.F. (2004). Marine biodiversity in the Mediterranean: status of species, populations and communities. *Scientific Reports of Port-Cros National Park* 20, 97–146.
- Boudouresque C.F., Ribera M.A. (1994). Les introductions d'espèces végétales et animales en milieu marin—conséquences écologiques et économiques et problèmes législatifs. In: Boudouresque C.F., Meinesz A., Gravez V. (Eds.), *First International Workshop on *Caulerpa taxifolia**, (pp 29-102), GIS Posidonie, Marseille.
- Boudouresque C.F., Verlaque M. (2002). Biological pollution in the Mediterranean Sea: invasive versus introduced macrophytes. *Marine Pollution Bulletin* 44, 32-38.
- Boudouresque CF, Meinesz A., Ballesteros E., Ben Maiz N., Boisset F., Cinelli F., Cirik S., Cormaci M., Jedy de Grissac A., Laborel J., Lanfranco E., Lundberg B., Mayhoub H., Panayotidis P., Semroud R., Sinnassamy J.M., Span A. (1990). Livre Rouge “Gérard Vuignier” des végétaux, peuplements et paysages marins menacés de Méditerranée. MAP Technical Report Series, 43. Athens:UNEP/IUCN/GIS Posidonie, 1-250
- Bracchi V.A., Savini A., Basso D., Marchese F., Corselli C. (2015). Coralligenous habitat in the Mediterranean Sea: a geomorphological description from remote data. *Italian Journal of Geoscience* 134, 32-40.
- Bramanti L., Magagnini G., De Maio L., Santangelo G. (2005). Recruitment, early survival and growth of the Mediterranean red coral *Corallium rubrum* (L. 1758), a 4-year study. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 314, 69-78.
- Bramanti L., Movilla J., Guron M., Calvo E., Gori A., Dominguez-Carrió C., Grinyò J., Lopez-Sanz A., Martinez-Quintana A., Pelejero C., Ziveri P., Rossi S. (2013). Detrimental effects of ocean acidification on the economically important Mediterranean red coral (*Corallium rubrum*). *Global Change Biology* 19 (6), 1897-1908.
- BPAS (2013). “Buone prassi per lo svolgimento in sicurezza delle attività subacquee di ISPRA e delle Agenzie Ambientali”. ISPRA Manuali e Linee Guida 94/2013. Cap. 11 “Attrezzature, Dispositivi di sicurezza e Protezione Individuale”.
- Cánovas-Molina A., Montefalcone M., Vassallo P., Morri C., Bianchi, C.N., Bavestrello G. (2016). Combining literature review, acoustic mapping and *in situ* observations: an overview of coralligenous assemblages in Liguria (NW Mediterranean Sea). *Scientia Marina* 80, 7-16.
- Casas-Güell E., Teixidó, N., Garrabou, J., Cebrian, E. (2015). Structure and biodiversity of coralligenous assemblages over broad spatial and temporal scales. *Marine Biology* 162, 901-912.
- Casas-Güell E., Cebrian E., Garrabou J., Ledoux J.B., Linares C., Teixidó N. (2016). Structure and biodiversity of coralligenous assemblages dominated by the precious red coral *Corallium rubrum* over broad spatial scales. *Scientific Reports* 6, 36535.
- Casazza G., Lopez y Royo C., Dalù M., Saccomandi F., Spada E., Silvestri C. (2007). Recent policies tools for ecological evaluation of Mediterranean Sea. In: Özhan E. (ed), *MEDCOAST 07. Proceedings of the Eight International Conference on the Mediterranean Coastal Environment*. Alexandria, Egypt. Vol. 1. MEDCOAST Secretariat, Turkey: 129-140.
- Casoli E., Ventura D., Cutroneo L., Capello M., Jona-Lasinio G., Rinaldi R., Criscoli A., Belluscio A., Ardizzone G.D. (2017). Assessment of the impact of salvaging the Costa Concordia wreck on the deep coralligenous habitats. *Ecological Indicators*, 80, 124-134.
- Cecchi E., Gennaro P., Piazzini L., Ricevuto E., Serena F. (2014). Development of a new biotic index for ecological status assessment of Italian coastal waters based on coralligenous macroalgal assemblages. *European Journal of Phycology* 16, 1709-1717.
- Cerrano C., Bavestrello G., Bianchi C.N., Cattaneo-Vietti R., Bava S., Morganti C., Morri C., Picco P., Sara G., Schiaparelli S., Siccardi A., Sponga F. (2000). A catastrophic mass-mortality episode of gorgonians and other organisms in the Ligurian Sea (North-western Mediterranean), summer 1999. *Ecology Letters* 3, 284-293.

-
- Cerrano C., Bavestrello G., Bianchi C. N., Calcinai B., Cattaneo-Vietti R., Morri C., Sarà M. (2001). The role of sponge bioerosion in Mediterranean coralligenous accretion. In: Faranda F.M., Guglielmo L., Spezie G. (Eds.), *Mediterranean ecosystems: Structures and process* (pp. 235-240). Milan, Italy: Springer-Verlag.
- Cerrano C., Bertolotto R., Coppo S., Palma M., Pantaleo U., Valisano L., Bavestrello G., Ponti M. (2014). Assessment of coralligenous assemblages status in the Ligurian Sea. In: Bouafif C., Langar H., Ouerghi A. (Eds.), *Proceedings of the second Mediterranean symposium on the conservation of coralligenous and other calcareous bio-concretions*, Portorož, Slovenia, 29-30 October 2014 (pp. 61-65). UNEP/MAP-RAC/SPA: Tunis, Tunisia.
- Cocito S. (2004). Bioconstruction and biodiversity: their mutual influence. *Scientia Marina* 68, 137-144.
- Colloca F., Cardinale M., Belluscio A., Ardizzone G. (2003). Pattern of distribution and diversity of demersal assemblages in the central Mediterranean sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56, 469-480.
- Coma R., Pola E., Ribes M., Zabala M. (2004). Long-term assessment of temperate octocoral mortality patterns, protected vs. unprotected areas. *Ecological Applications* 14, 1466-1478.
- Commissione Europea (1979). Direttiva 79/409/CEE del Consiglio del 2 Aprile 1979 concernente la conservazione degli uccelli selvatici. *Gazzetta Ufficiale dell'Unione Europea*, L103, 1-27.
- Commissione Europea (2000). Direttiva 2000/60/CE del Parlamento europeo e del Consiglio, del 23 ottobre 2000, che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque. *Gazzetta Ufficiale delle Comunità Europee*, L327, 1-72.
- Commissione Europea (2008). Direttiva 2008/56/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 17 Giugno 2008 che istituisce un quadro per l'azione comunitaria nel campo della politica per l'ambiente marino (Direttiva Quadro sulla Strategia per l'ambiente Marino). *Gazzetta Ufficiale dell'Unione Europea*, L164, 19-40.
- Commissione Europea (2019). Decisione di Esecuzione (UE) 2019/22 della Commissione del 14 Dicembre 2018 che adotta il dodicesimo aggiornamento dell'elenco dei Siti di Importanza Comunitaria per la regione biogeografica Mediterranea. *Gazzetta Ufficiale dell'Unione Europea*, L7, 522-611.
- Consiglio dell'Unione Europea (1977). Decisione del Consiglio 77/585/CEE del 25 Luglio 1977 relativa alla conclusione della convenzione per la protezione del Mare Mediterraneo dall'inquinamento e del protocollo sulla prevenzione dell'inquinamento del Mare Mediterraneo dovuto allo scarico di rifiuti da parte di navi e di aeromobili. *Gazzetta Ufficiale delle Comunità Europee*, L240, 1-44.
- Consiglio dell'Unione Europea (1992). Direttiva del Consiglio 92/43/CEE del 21 Maggio 1992 sulla conservazione degli habitat naturali e della fauna e flora selvatica. *Gazzetta Ufficiale dell'Unione Europea*, L 206, 7-50.
- De la Nuez-Hernández D., Valle C., Forcada A., González Correa J.M., Fernández Torquemada Y. (2014). Assessing the erect bryozoan *Myriapora truncata* (Pallas, 1766) as indicator of recreational diving impact on coralligenous reef communities. *Ecological Indicators* 46, 193-200.
- Deter J., Descamp P., Boissery P., Ballesta L., Holon F. (2012). A rapid photographic method detects depth gradient in coralligenous assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 418-419, 75-82.
- Dethier M.N., Graham E.S., Cohen S., Tear L.M. (1993). Visual versus random-point percent cover estimations: 'Objective' is not always better. *Marine Ecology Progress Series* 110, 9-18.
- Di Geronimo I., Di Geronimo R., Rosso A., Sanfilippo R. (2001). Structural and taphonomic analysis of a columnar coralline algal build-up from SE Sicily. *Geobios Mémoire Spécial* 35, 86-95.
- Hong J.S. (1983). Impact of pollution on the benthic community. Environmental impact of the pollution on the benthic coralligenous community in the Gulf of Fos, north-western Mediterranean. *Bulletin of Korean Fishery Society* 16, 273-290.
- Enrichetti F., Bo M., Morri C., Montefalcone M., Toma M., Bavestrello G., Tunesi L., Canese S., Giusti M., Salvati E., Bianchi C.N. (2019). Criteria to assess the environmental status of temperate mesophotic reefs. *Ecological Indicators* 102, 218-229.
- EUNIS, 2019. EUNIS Habitat Classification. European Environment Agency. <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/eunis-habitat-classification>
- Falace A., Kaleb S., Curiel D., Miotti C., Galli G., Querin S., ... Bandelj V. (2015). Calcareous bioconcretions in the northern Adriatic Sea: Habitat types, environmental factors that influence habitat distributions, and predictive modeling. *PLoS ONE* 10, e0140931.
-

-
- Ferdeghini F., Acunto S., Cocito S., Cinelli F. (2000). Variability at different spatial scales of a coralligenous assemblage at Giannutri Island (Tuscan Archipelago, northwestern Mediterranean). *Hydrobiologia* 440, 27-36.
- Ferrigno F., Apolloni L., Russo G.F., Sandulli R. (2018). Impact of fishing activities on different coralligenous assemblages of Gulf of Naples (Italy). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 98 (1), 41-50.
- Garrabou J., Ballesteros E. (2000). Growth of *Mesophyllum alternans* and *Lithophyllum frondosum* (Corallinales, Rhodophyta) in the northwestern Mediterranean. *European Journal of Phycology* 35, 1-10.
- Garrabou J., Sala E., Arcas A., Zabala M. (1998). The impact of diving on rocky sub-littoral communities: a case study of a bryozoan population. *Conservation Biology* 12 (2), 302-312.
- Garrabou J., Perez T., Sartoretto S., Harmelin J.G. (2001). Mass mortality event in red coral *Corallium rubrum* populations in Provence region (France, NW Mediterranean). *Marine Ecology Progress Series* 217, 263-272.
- Garrabou J., Coma R., Bensoussan N., Bally M., Chevaldonné P., Cigliano M., Diaz D., Harmelin J.G., Gambi M.C., Kersting D.K., Ledoux B., Lejeune C., Linares C., Marschal C., Perez T., Ribes M., Romano J.C., Serrano E., Teixidó N., Torrents O., Zabala M., Zuberer F., Cerrano C. (2009). Mass mortality in Northwestern Mediterranean rocky benthic communities: effects of the 2003 heat wave. *Global Change Biology* 15, 1090-1103.
- Garrabou J., Kipson S., Kaleb S., Kruzic P., Jaklin A., Zuljevic A., Rajkovic Z., Rodic P., Jelic K., Zupan D. (2014). Monitoring Protocol for Reefs - Coralligenous Community, MedMPAnet Project
- Gatti G., Montefalcone M., Rovere A., Parravicini V., Morri C., Albertelli G., Bianchi C.N. (2012). Seafloor integrity down the harbor waterfront: the coralligenous shoals off Vado Ligure (NW Mediterranean). *Advances in Oceanography and Limnology* 3, 51-67.
- Gatti G., Bianchi C.N., Morri C., Montefalcone M., Santoretto S. (2015a). Coralligenous reefs state along anthropized coasts: application and validation of the COARSE index, based on a rapid visual assessment (RVA) approach. *Ecological Indicators* 52, 567-576.
- Gatti G., Bianchi C.N., Parravicini V., Rovere A., Peirano A., Montefalcone M., Massa F., Morri C. (2015b). Ecological change, sliding baselines and the importance of historical data: lessons from combining observational and quantitative data on a temperate reef over 70 years. *PLoS ONE*, 10, e0118581
- Gatti G., Bianchi C.N., Montefalcone M., Venturini S., Diviacco G., Morri C. (2017). Observational information on a temperate reef community helps understanding the marine climate and ecosystem shift of the 1980-90s. *Marine Pollution Bulletin* 114, 528-538.
- Gennaro P., Piazzini L. (2011). Synergism between two anthropic impacts: invasion of macroalga *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* and seawater nutrient enrichment. *Marine Ecology Progress Series* 427, 59-70.
- Giaccone G. (2007). Il coralligeno come paesaggio marino sommerso: distribuzione sulle coste italiane. *Biologia Marina Mediterranea* 14 (2), 126-143.
- Giuliani S., Lamberti C.V., Sonni C., Pellegrini D. (2005). Mucilage impact on gorgonians in the Tyrrhenian sea. *Science of the Total Environment*, 353, 340-349.
- Gubbay S., Sanders N., Haynes T., Janssen J. A. M., Rodwell J. R., Nieto A., ... Calix M. (2016). European Red List of habitats. Part 1. Marine habitats. Luxembourg City, Luxembourg: European Union Publications Office.
- Hong J.S. (1980). Étude faunistique d'un fond de concrétionnement de type coralligène soumis à un gradient de pollution en Méditerranée nord-occidentale (Golfe de Fos). Thèse de Doctorat. Université d'Aix-Marseille II.
- Hong J.S. (1982). Contribution à l'étude des assemblages d'un fond coralligène dans la région marseillaise en Méditerranée Nord-Occidentale. *Bulletin of Korea Ocean Research and Development Institute* 4, 27-51.
- IMAP (2016). Integrated Monitoring and Assessment Programme of the Mediterranean Sea and Coast and Related Assessment Criteria UNEP/MAP Athens, Greece 2016.
- IUCN (2016). Guidelines for the application of IUCN Red List of Ecosystems Categories and Criteria. Version 1.0. In: Bland L.M., Keith D.A., Murray N.J., Miller R., Rodriguez, J.P. (Eds.). International Union for Conservation of Nature (IUCN), Gland, Switzerland. ix + 93pp.
- Kipson S., Novosel M., Radić I., Kružić P., Požardomac A. (2009). The biodiversity of macrobenthos within the coralligenous community dominated by the red gorgonian *Paramuricea clavata* in the central part of the eastern Adriatic Sea (Croatia): Preliminary results. In: Pergent-Martini C., Bricchet
-

-
- M. (Eds.), Proceedings of the first symposium on the coralligenous and other calcareous bioconcretions of the Mediterranean Sea Tabarka, Tunisia, 15-16 January 2009 (pp. 211-213). UNEP/MAP-RAC/SPA: Tunis, Tunisia.
- Kipson S., Fourt M., Teixidó N., Cebrian E., Casas E., Ballesteros E., Zabala M., Garrabou J. (2011). Rapid biodiversity assessment and monitoring method for highly diverse benthic communities: a case study of Mediterranean coralligenous outcrops. PLoS ONE 6, e27103.
- Kipson S., Kaleb S., Kružić P., Rajković Ž., Žuljević A., Jaklin A., Krstinić P., Zupan D., Garrabou J. (2014). Croatian coralligenous monitoring protocol: The basic methodological approach. In: Bouafif C., Langar H., Ouerghi A. (Eds.), Proceedings of the second Mediterranean symposium on the conservation of coralligenous and other calcareous bioconcretions, Portorož, Slovenia, 29-30 October 2014 (pp. 95-99). UNEP/MAP-RAC/SPA: Tunis, Tunisia.
- Klein J., Verlaque M. (2009). Macrophyte assemblage associated with an invasive species exhibiting temporal variability in its development pattern. Hydrobiologia 636, 369-378.
- La Mesa G., Paglialonga A., Tunesi L. (ed.), 2019. Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE e Direttiva 09/147/CE) in Italia: ambiente marino. ISPRA, serie Manuali e Linee Guida, 190/2019.
- Labrel J. (1987). Marine biogenic constructions in the Mediterranean. Scientific Reports of Port-Cros National Park 13, 97-126.
- Linares C., Zabala M., Garrabou J., Coma R., Díaz D., Hereu B., Dantart L. (2010). Assessing the impact of diving in coralligenous communities: the usefulness of demographic studies of red gorgonian populations. Scientific Reports of the Port-Cros National Park 24, 161-184.
- Lombardi C., Rodolfo-Metalpa R., Cocito S., Gambi M.C., Taylor P.D. (2011). Structural and geochemical alterations in the Mg calcite bryozoan *Myriapora truncata* under elevated seawater pCO₂ simulating ocean acidification. Marine Ecology 32 (2), 211-221.
- Martin S., Gattuso J. P. (2009). Response of Mediterranean coralline algae to ocean acidification and elevated temperature. Global Change Biology 15, 2089-2100.
- Martinez-Crego B., Alcoverro T., Romero J. (2010). Biotic indices for assessing the status of coastal waters: A review of strengths and weaknesses. Journal of Environmental Monitoring 12, 1013-1028.
- MATTM-ISPRA (2020) Programmi di Monitoraggio per la Strategia Marina. Art.11, D.lgs. 190/2010. Schede Metodologiche Modulo 7 - Habitat coralligeno. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Istituto Superiore per la Protezione dell'Ambiente.
- Meinesz A., Hesse B. (1991). Introduction et invasion de l'algue tropicale *Caulerpa taxifolia* en Méditerranée nord-occidentale. Oceanologica Acta 14, 415-426.
- Mojetta A., Ghisotti A. (1994). Flora e fauna del Mediterraneo. A. Mondadori (Eds.)
- Montefalcone M., Parravicini V., Bianchi C.N. (2011). Quantification of coastal ecosystem resilience. In: Wolanski E., McLusky D.S. (Eds.), Treatise on Estuarine and Coastal Science. Waltham, Academic Press 10 (3), pp. 49-70.
- Montefalcone M., Morri C., Bianchi C.N., Bavestrello G., Piazzì L. (2017). The two facets of species sensitivity: stress and disturbance on coralligenous assemblages in space and time. Marine Pollution Bulletin 117, 229-238.
- Mordecai G., Tyler P.A., Masson D.G., Huvenne V.A.I. (2011) Litterin submarine canyons off the west coast of Portugal. Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography 58, 2489-249
- Notari F., Fossati P. (2015). Meraviglie del Mediterraneo. Guida al riconoscimento degli organismi marini. Magenes Eds.
- Paoli C., Morten A., Bianchi C. N., Morri C., Fabiano M., Vassallo P. (2016). Capturing ecological complexity: OCI, a novel combination of ecological indices as applied to benthic marine habitats. Ecological Indicators 66, 86-102.
- Parravicini V., Micheli F., Montefalcone M., Villa E., Morri C., Bianchi C.N. (2010). Rapid assessment of benthic communities: a comparison between two visual sampling techniques. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 395, 21-29.
- Patzner R. 1998. The invasion of *Lophocladia* (Rhodomelaceae, Lophotiales) at the northern coast of Ibiza (Western Mediterranean Sea). Bolletí de la Societat d'Historia Natural de les Balears 41, 75-80.
- Penna M., Gennaro P., Bacci T., Trabucco B., Cecchi E., Mancusi C., Piazzì L., Rende F.S., Serena F., Cicero A.M. (2017). Multiple environmental descriptors to assess ecological status of sensitive habitats in the area affected by the Costa Concordia shipwreck (Giglio Island, Italy). Journal of Marine Biology Association of United Kingdom 98, 51-59
-

-
- Pérès J. M., Picard J. (1951). Nouvelle carte des fonds du Golfe de Marseille. Vie et Milieu, 7 p. avec carte.
- Pérès J., Picard J.M. (1964). Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée. Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume 31(47), 1-131.
- Pérez T., Garrabou J., Sartoretto S., Harmelin J.G., Francour P., Vacelet J. (2000). Mass mortality of marine invertebrates: an unprecedented event in the Northwestern Mediterranean. Comptes Rendus de l'Académie des Sciences-Serie III Sciences de la Vie 323, 853-865.
- Piazzi L., Balata D. (2008). The spread of *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* in the Mediterranean Sea: An example of how biological invasions can influence beta diversity. Marine Environmental Research 65, 50-61.
- Piazzi L., Balata D. (2009). Invasion of alien macroalgae in different Mediterranean habitats. Biological Invasions 11, 193-204.
- Piazzi L., Balata D. (2011). Coralligenous habitat: patterns of vertical distribution of 22 macroalgal assemblages. Scientia Marina 75, 399-406.
- Piazzi L., Ceccherelli G. (2006). Persistence of biological invasion effects: recovery of macroalgal assemblages after removal of *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea*. Estuarine Coastal and Shelf Science 68, 455-461.
- Piazzi L., Balata D., Pertusati M., Cinelli F. (2004). Spatial and temporal variability of Mediterranean macroalgal coralligenous assemblages in relation to habitat and substrate inclination. Botanica Marina 47, 105-115.
- Piazzi L., Balata D., Cinelli F. (2007a). Invasions of alien macroalgae in Mediterranean coralligenous assemblages. Cryptogamie Algologie 28, 289-301.
- Piazzi L., Balata D., Foresi L., Cristaudo C., Cinelli F. (2007b). Sediment as a constituent of Mediterranean benthic communities dominated by *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea*. Scientia Marina 71, 129-135.
- Piazzi L., Gennaro P., Balata D. (2011). Effects of nutrient enrichment on macroalgal coralligenous assemblages. Marine Pollution Bulletin 62, 1830-1835.
- Piazzi L., Gennaro P., Balata D. (2012). Threats to macroalgal coralligenous assemblages in the Mediterranean Sea. Marine Pollution Bulletin 64, 2623-2629
- Piazzi L., Balata D., Cecchi E., Gennaro P., Serena F. (2014a). Effectiveness of different investigation procedures in detecting anthropogenic impacts on coralligenous assemblages. Scientia Marina 78(3), 319-328.
- Piazzi L., Cecchi E., Serena F., Guala I., Cánovas Molina A., Gatti G., Morri C., Bianchi C.N., Montefalcone M. (2014b). Visual vs photographic methods to estimate the quality of coralligenous reefs under different human pressures. In: Bouafif C., Langar H., Ouerghi A. (Editors), Proceedings of the second Mediterranean symposium on the conservation of coralligenous and other calcareous bio-concretions, Portorož, Slovenia, 29-30 October 2014 (pp135-140). UNEP/MAP-RAC/SPA: Tunis, Tunisia.
- Piazzi L., Gennaro P., Cecchi E., Serena F. (2015). Improvement of the ESCA index for the evaluation of ecological quality of coralligenous habitat under the European Framework Directives. Mediterranean Marine Science 16, 419-426.
- Piazzi L., La Manna G., Cecchi E., Serena F., Ceccherelli G. (2016). Protection changes the relevancy of scales of variability in coralligenous assemblages. Estuarine Coastal and Shelf Sciences 175, 62-69.
- Piazzi L., Bianchi C. N., Cecchi E., Gatti G., Guala I., Morri C., Stéfane Sartoretto, Fabrizio Serena, Montefalcone M. (2017a). What's in an index? Comparing the ecological information provided by two indices to assess the status of coralligenous reefs in the NW Mediterranean Sea. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 27, 1091-1100.
- Piazzi L., Gennaro P., Cecchi E., Serena F., Bianchi C.N., Morri C., Montefalcone M. (2017b). Integration of ESCA index through the use of sessile invertebrates. Scientia Marina 81, 283-290
- Piazzi L., Atzori F., Cadoni N., Cinti M.F., Frau F., Ceccherelli G. (2018a). Benthic mucilage blooms threaten coralligenous reefs. Marine Environmental Research 140, 145-151.
- Piazzi L., Bianchi C.N., Cecchi E., Gennaro P., Marino G., Montefalcone M., Morri C., Serena F. (2018b). Il coralligeno toscano: distribuzione, struttura dei popolamenti e monitoraggio mediante utilizzo di diversi indici di qualità ecologica. Proceedings and Reports of the Seventh International Symposium "Monitoring of Mediterranean coastal areas: problems and measurements techniques", Livorno, Italy, June 19-21 2018. Eds. Fabrizio Benincasa, Firenze University Press, pp. 311-316.
-

- Piazzì L., Cecchi E., Cinti M.F., Stipcich P., Ceccherelli G. (2019a). Impact assessment of fish cages on coralligenous reefs: an opportunity to use the STAR sampling procedure. *Mediterranean Marine Science* 20(3), 627-635.
- Piazzì L., Gennaro P., Montefalcone M., Bianchi C.N., Cecchi E., Morri C., Serena F. (2019b). STAR: an integrated and standardized procedure to evaluate the ecological status of coralligenous reefs. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 29, 189-201.
- Ponti M., Falace A., Rindi F., Fava F., Kaleb S., Abbiati M. (2014). Beta diversity patterns in northern Adriatic coralligenous outcrops. In: C. Bouafif, H. Langar, Ouerghi A. (Eds.), *Proceedings of the second Mediterranean symposium on the conservation of coralligenous and other calcareous bio-concretions*, Portorož, Slovenia, 29-30 October 2014 (pp. 147-152). UNEP/MAP-RAC/SPA: Tunis, Tunisia.
- Rodolfo-Metalpa R., Ferrier-Pagés C. (2009). Physiological responses of Mediterranean corals to temperature and pH perturbations. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part A*, 2 (153), S168.
- Rodriguez-Prieto C., Ballesteros E., Bosset F., Alfonso-Carrillo J. (2015). *Alge e fanerogame del Mediterraneo. Il Castello* (Eds.)
- Ros J., Romero J., Ballesteros E., Gili J.M. (1985). Diving in blue water: the benthos. In: Margalef R. (Eds.), *Western Mediterranean*. Oxford, Pergamon, pp. 233-295.
- Ruitton S., Personnic S., Ballesteros E., Bellan-Santini D., Boudouresque C. F., Chevaldonné P., Bianchi C.N., David R., Feral J.P., Guidetti P., Harmelin J.G., Montefalcone M., Morri C., Pergent G., Pergent-Martini C., Sartoretto S., Tanoue H., Thibaut T., Vacelet J., Verlaque M. (2014). An ecosystem-based approach to evaluate the status of the Mediterranean coralligenous habitat. In: Bouafif C., Langar H., Ouerghi A. (Eds.), *Proceedings of the second Mediterranean symposium on the conservation of coralligenous and other calcareous bio-concretions*, Portorož, Slovenia, 29–30 October 2014 (pp. 153-158). UNEP/MAP–RAC/SPA: Tunis, Tunisia.
- Sala E., Garrabou J., Zabala M. (1996). Effects of diver frequentation on marine sub-littoral population of the bryozoan *Pentapora fascialis*. *Marine Biology* 126, 451-459.
- Sartoretto S. (1996). Vitesse de croissance et bioérosion des concrétionnements “coralligènes” de Méditerranée nord-occidentale. Rapport avec les variations Holocènes du niveau marin. Thèse Doctorat d’Ecologie, Université d’Aix-Marseille, II.
- Sartoretto S., Francour P. (1997). Quantification of bioerosion by *Sphaerechinus granularis* on “coralligène” concretions of the western Mediterranean. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 77, 565-568.
- Sartoretto S., David R., Aurelle D., Chenuil A., Guillemain D., Thierry De Ville D'Avray L., Féral J.P., Cinar M.E., Kipson S., Arvanitidis C., Schohn T., Daniel B., Sakher S., Garrabou J., Gatti G., Ballesteros E. (2014). An integrated approach to evaluate and monitor the conservation state of coralligenous bottoms: The INDEX-COR method. In: Bouafif C., Langar H., Ouerghi A. (Eds.), *Proceedings of the second Mediterranean symposium on the conservation of coralligenous and other calcareous bio-concretions*, Portorož, Slovenia, 29-30 October 2014 (pp. 159-165). UNEP/MAP-RAC/SPA: Tunis, Tunisia.
- Sartoretto S., Schohn T., Bianchi C. N., Morri C., Garrabou J., Ballesteros E., ... Gatti G. (2017). An integrated method to evaluate and monitor the conservation state of coralligenous habitats: the INDEX-COR approach. *Marine Pollution Bulletin*, 120, 222-231.
- Schiaparelli S., Castellano M., Povero P., Sartoni G., Cattaneo-Vietti R. (2007). A benthic mucilage event in North-Western Mediterranean Sea and its possible relationships with the summer 2003 European heatwave: short term effects on littoral rocky assemblages. *Marine Ecology* 28, 1–13.
- Simkiss K. (1964). Phosphates as crystal poisons of calcification. In: Kangwe J.W. (1999). *Effects of Land Based pollution on Reef Building Calcareous algae in the Reefs near Zanzibar town*. Master of Science Thesis, University of Dar Es Salaam, Tanzania, pp. 97.
- SPA/RAC–UN Environment/MAP, 2019. *Updated Classification of Benthic Marine Habitat Types for the Mediterranean Region*. UNEP/MAP-SPA/RAC publ., Tunis, 23 pp.
- Teixidó N., Casas E., Cebrian E., Linares C., Garrabou J. (2013). Impact on coralligenous outcrop biodiversity of a dramatic coastal storm. *PLoS ONE* 8, e53742.
- Trainito E. (2004). *Atlante di flora & fauna del Mediterraneo. Il Castello* Eds.
- Trainito E., Baldaconi R. (2013). *Spugne del Mediterraneo. Il Castello* Eds.
- Trainito E., Baldaconi R. (2016). *Coralli del Mediterraneo. Il Castello* Eds.
- Trygonis V., Sini, M. (2012). photoQuad: a dedicated seabed image processing software, and a comparative error analysis of four photoquadrat methods. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 424/425, 99-108.

-
- True M.A. 1970. Étude quantitative de quatre peuplements sciaphiles sur substrat rocheux dans la région marseillaise. Bulletin de l'Institut Océanographique (Monaco) 69 (1401), 1-48.
- UNEP/MAP-RAC/SPA (2008). Action Plan for the Conservation of the Coralligenous and Other Calcareous Bio-concretions in the Mediterranean Sea. RAC/SPA publ., Tunis, 21 p.
- UNEP/MAP-RAC/SPA (2014). Monitoring Protocol for Reefs - Coralligenous Community. By Garrabou J., Kipson S., Kaleb S., Kruzic P., Jaklin A., Zuljevic A., Rajkovic Z., Rodic P., Jelic K., Zupan D. (Eds.) RAC/SPA - MedMPAnet Project, Tunis. 35 pages + annexes.
- UNEP/MAP-RAC/SPA (2017). Action Plan for the Conservation of the Coralligenous and Other Calcareous Bio-concretions in the Mediterranean Sea. Athens, Greece: UNEP/MAP. http://www.rac-spa.org/sites/default/files/action_plans/pa_coral_en.pdf
- UNEP/MED (2019). Monitoring Protocols for IMAP Common Indicators related to Biodiversity and Non-Indigenous species, which includes the Guidelines for monitoring marine benthic habitats in the Mediterranean (WG.467/16). UNEP/MAP Athens, 301 pp.
- Virgilio M., Airoldi L., Abbiati M. (2006). Spatial and temporal variations of assemblages in a Mediterranean coralligenous reef and relationships with surface orientation. *Coral Reefs* 25, 265-272.
- Watters D.L., Yoklavich M.M., Love M.S., Schroeder D.M. (2010). Assessing marine debris in deep seafloor habitats off California. *Marine Pollution Bulletin* 60, 131-138
- Zabala M. (1986). Fauna dels briozous dels Països Catalans. *Arxius Secció Ciències* 84, 1-833.

ALLEGATO A

Tabelle per il calcolo degli indici di qualità ecologica

Tabella 1 - Indice ESCA: valori di Sensitivity Level (SL) dei principali taxa/gruppi morfologici ⁽¹⁾

TAXA/GRUPPI	SL
Feltro algale (es. <i>Lophosiphonia</i> spp., <i>Sphacelaria</i> spp.)	1
Idrozoi (es. <i>Sertularella</i> spp., <i>Eudendrium</i> spp.)	2
Chlorophyta sifonali/sifonocladali con filamenti separati (es. <i>Pseudochlorodesmis</i> spp.; <i>Cladophora</i> spp.)	2
Spugne perforanti (es. <i>Cliona</i> spp.)	2
Dictyotales (es. <i>Dictyota</i> spp., <i>Dictyopteris</i> spp.)	3
Spugne incrostanti (es. <i>Phorbas</i> spp., <i>Spirastrella cunctatrix</i>)	3
Briozoi incrostanti (es. <i>Schizoporella</i> spp., <i>Schizomavella</i> spp.)	3
Ascidie incrostanti (anche epibionti) (es. <i>Diplosoma</i> spp., <i>Botryllus</i> spp.)	3
Rhodophyta calcaree incrostanti (es. <i>Mesophyllum</i> spp., <i>Neogoniolithon</i> spp.)	4
Rhodophyta calcaree articolate (es. <i>Amphiroa</i> spp., <i>Tricleocarpa fragilis</i>)	4
<i>Peyssonnelia</i> spp.	4
Chlorophyta sifonali con tallo a vescicole (<i>Valonia</i> spp., <i>Codium</i> spp.)	4
Spugne prostrate/emisferiche (es. <i>Chondrosia reniformis</i> ; <i>Agelas oroides</i>)	5
Serpulidi grandi (es. <i>Protula intestinum</i> , <i>Serpula vermicularis</i>)	5
<i>Parazoanthus axinellae</i>	5
<i>Leptogorgia sarmentosa</i>	5
<i>Flabellia petiolata</i>	6
Ochrophyta erette cilindriche (es. <i>Halopteris</i> spp., <i>Sporochnus</i> spp.)	6
Ochrophyta incrostanti (es. <i>Aglaozonia</i> spp., <i>Zanardinia typus</i>)	6
Sclerattinie azooxantellate (es. <i>Leptopsammia pruvoti</i> , <i>Phyllangia americana mouchezii</i>)	6
Briozoi ramificati (es. <i>Cellaria fistulosa</i> , <i>Caberea boryi</i>)	6
<i>Palmophyllum crassum</i>	7
Spugne arborescenti/massive (es. <i>Axinella polypoides</i> ; <i>Sarcotragus</i> spp.)	7
<i>Salmacina-Filograna</i> complex	7
<i>Myriapora truncata</i>	7
<i>Turbicellepora avicularis</i>	7
Rhodophyta erette cilindriche (es. <i>Botryocladia</i> spp., <i>Osmundea pelagosae</i>)	8
Spugne cespugliose (es. <i>Aplysina</i> spp., <i>Axinella damicornis</i>)	8
<i>Eunicella verrucosa</i>	8
<i>Alcyonium acaule</i>	8
Ascidie erette (es. <i>Halocynthia papillosa</i>)	8
<i>Corallium rubrum</i>	9
<i>Paramuricea clavata</i>	9
<i>Alcyonium coralloides</i>	9
Sclerattinie zooxantellate (es. <i>Cladocora caespitosa</i> , <i>Balanophyllia europaea</i>)	9
<i>Pentapora fascialis</i>	9
<i>Reteporella grimaldii</i>	9
Rhodophyta erette laminari (es. <i>Kallymenia</i> spp., <i>Phyllophora</i> spp.)	10
<i>Halimeda tuna</i>	10
Ochrophyta erette laminari (es. <i>Laminaria</i> spp., <i>Phyllariopsis</i> spp.)	10
Fucales (es. <i>Cystoseira</i> spp., <i>Sargassum</i> spp.)	10
<i>Eunicella cavolini</i>	10
<i>Eunicella singularis</i>	10
<i>Savalia savaglia</i>	10
<i>Adeonella calveti</i> , <i>Smittina cervicornis</i>	10

Nota:

⁽¹⁾ Da Piazzetti et al. 2017b (modificato). Per esigenze di spazio, si riportano per ciascun taxa/gruppo solo alcuni esempi della Scheda 2

Tabella 2 - Indice COARSE: assegnazione dei punteggi per i descrittori dei tre strati del coralligeno ⁽¹⁾

STRATO BASALE	
<p>1) % di copertura categorie bentoniche (CB) La formula (<i>copertura × punteggio</i>)/100 è applicata a ciascun gruppo, i risultati vengono poi sommati per ottenere il punteggio finale</p>	<p>1: FEL/SED 2: AINC, AI 3: RIC</p>
<p>2) Spessore/consistenza matrice calcarea (PEN) Mediando il valore delle 6 misure di penetrazione</p>	<p>1: penetrazione nulla 2: penetrazione > 1 cm 3: penetrazione fino a 1 cm</p>
<p>3) Frequenza perforatori (PER)</p>	<p>1: comuni = n° osculi > 2 2: occasionali = n° osculi < 2 3: assenti</p>
STRATO INTERMEDIO	
<p>1) Ricchezza in specie (S)</p>	<p>1: $S < 5$ 2: $5 \leq S \leq 8$ 3: $S > 8$</p>
<p>2) Numero di organismi eretti calcificati (OEC) (madreporari, briozoi, etc.)</p>	<p>1: $OEC \leq 1$ 2: $1 < OEC \leq 3$ 3: $OEC > 3$</p>
<p>3) Briozoi sensibili (BS)</p>	<p>1: <i>Myriapora truncata</i>, <i>Turbicellepora avicularis</i> 2: <i>Pentapora fascialis</i>, <i>Reteporella grimaldii</i> 3: <i>Aeonella calveti</i>, <i>Smittina cervicornis</i></p>
STRATO ELEVATO	
<p>1) Copertura totale taxa/gruppi (in %)</p>	<p>1: copertura < 5% 2: $5\% \leq \text{copertura} \leq 25\%$ 3: copertura > 25%</p>
<p>2) Altezza massima (AM) AML = altezza massima riportata in letteratura per ciascuna specie</p>	<p>1: $AM < 0,3 \text{ AML}$ 2: $0,3 \text{ AML} \leq AM \leq 0,6 \text{ AML}$ 3: $AM > 0,6 \text{ AML}$</p>
<p>3) Necrosi (N)</p>	<p>1: $N > 75\%$ 2: $10\% \leq N \leq 75\%$ 3: $N < 10\%$</p>

Nota:

⁽¹⁾ Da Gatti et al. 2012, 2015a (modificato)

Tabella 3 - Indice ISLA: valori di Integrated Sensitivity Level (ISL) dei principali taxa/gruppi morfologici ⁽¹⁾ DSL = Disturbed Sensitivity Level; SSL = Stress Sensitivity Level; nd = non determinato

TAXA/GRUPPI	DSL	SSL	ISL
Specie aliene (es. <i>Caulerpa cylindracea</i> , <i>Asparagopsis</i> spp.)	nd	nd	-1
Feltro algale (es. <i>Lophosiphonia</i> spp., <i>Sphacelaria</i> spp.)	6	1	0
Idroidi piccoli (es. <i>Sertularella</i> spp.)	7	1	0
Chlorophyta sifonali/sifonocladali con filamenti separati (es. <i>Pseudochlorodesmis</i> spp.; <i>Cladophora</i> spp.)	8	1	1
Chlorophyta sifonali con tallo a vescicole (<i>Valonia</i> spp., <i>Codium</i> spp.)	8	2	1
Spugne incrostanti (es. <i>Phorbas</i> spp., <i>Spirarstrella cunctatrix</i>)	8	3	1
Dictyotales (es. <i>Dictyota</i> spp., <i>Dictyopteris</i> spp.)	8	3	2
Rhodophyta calcaree incrostanti (es. <i>Mesophyllum</i> spp., <i>Neogoniolithon</i> spp.)	8	4	2
Rhodophyta calcaree articolate (es. <i>Amphiroa</i> spp., <i>Tricleocarpa fragilis</i>)	9	4	3
Ochrophyta incrostanti (es. <i>Aglaozonia</i> spp., <i>Zanardinia typus</i>)	6	6	2
<i>Peyssonnelia</i> spp.	8	4	2
Spugne perforanti (es. <i>Cliona</i> spp.)	9	2	2
Idroidi grandi (es. <i>Eudendrium</i> spp.)	11	1	2
Briozoi incrostanti (es. <i>Schizoporella</i> spp., <i>Schizomavella</i> spp.)	11	2	2
Ascidie incrostanti (anche epibionti) (es. <i>Diplosoma</i> spp., <i>Botryllus</i> spp.)	10	2	2
Ochrophyta erette cilindriche (es. <i>Halopteris</i> spp., <i>Sporochnus</i> spp.)	9	6	3
<i>Flabellia petiolata</i>	8	6	3
<i>Palmophyllum crassum</i>	7	8	3
Rodophyta erette cilindriche (es. <i>Botriocladia</i> spp., <i>Osmundea pelagosae</i>)	9	9	4
Macroforaminiferi (es. <i>Miniacina miniacina</i>)	11	6	4
Spugne prostrate/emisferiche (es. <i>Chondrosia reniformis</i> ; <i>Agelas oroides</i>)	12	4	4
<i>Parazoanthus axinellae</i>	12	4	4
Stoloniferi (es. <i>Cornularia cornucopiae</i>)	12	6	4
Rhodophyta erette laminari (es. <i>Kallimena</i> spp., <i>Phyllophora</i> spp.)	9	10	5
<i>Halimeda tuna</i>	9	10	5
Ochrophyta erette laminari (es. <i>Laminaria</i> spp., <i>Phyllariopsis</i> spp.)	10	10	5
Spugne cespugliose (es. <i>Aplysina</i> spp., <i>Axinella damicornis</i>)	13	7	5
<i>Leptogorgia sarmentosa</i>	16	4	5
Sclerattinie azooxantellate solitarie (es. <i>Leptopsammia pruvoti</i>)	15	4	5
Molluschi bivalvi (es. <i>Lithophaga lithophaga</i> , <i>Arca barbata</i>)	15	5	5
Serpulidi grandi (es. <i>Protula intestinum</i> , <i>Serpula vermicularis</i>)	14	5	5
<i>Salmacina-Filograna</i> complex	13	6	5
Briozoi ramificati (es. <i>Cellaria fistulosa</i> , <i>Caberea boryi</i>)	14	5	5
Fucales (es. <i>Cystoseira</i> spp., <i>Sargassum</i> spp.)	10	11	6
Spugne arborescenti/massive (es. <i>Axinella polypoides</i> ; <i>Sarcotragus</i> spp.)	16	6	6
Attinie (es. <i>Cribrinopsis crassa</i>)	15	7	6
<i>Eunicella cavolini</i>	16	7	6
Sclerattinie azooxantellate coloniali (es. <i>Phyllangia americana mouchezi</i>)	16	5	6
Vermetidi (es. <i>Thylacodes arenarius</i>)	16	5	6
Ascidie erette (es. <i>Halocynthia papillosa</i>)	15	7	6
<i>Alcyonium acaule</i>	16	8	7
<i>Alcyonium coralloides</i>	16	9	7
<i>Corallium rubrum</i>	17	8	7
<i>Eunicella verrucosa</i>	16	7	7
<i>Paramuricea clavata</i>	16	8	7

Nota:

⁽¹⁾ Da Montefalcone et al. 2017 (modificato). Per esigenze di spazio, si riportano per ciascun taxa/gruppo solo alcuni esempi della Scheda 2

Sclerattinie zooxantellate solitarie (es. <i>Balanophyllia europaea</i>)	15	9	7
<i>Myriapora truncata</i>	17	6	7
<i>Turbicellepora avicularis</i>	17	6	7
<i>Pentapora fascialis</i>	17	8	7
<i>Reteporella grimaldii</i>	17	8	7
<i>Savalia savaglia</i>	16	11	8
Sclerattinie zooxantellate coloniali (es. <i>Cladocora caespitosa</i>)	17	9	8
<i>Eunicella singularis</i>	16	12	9
<i>Adeonella calveti</i> , <i>Smittina cervicornis</i>	17	12	9

