



Interreg



UNION EUROPÉENNE
UNIONE EUROPEA

MARITTIMO-IT FR-MARITIME

Fonds européen de développement régional
Fondo Europeo di Sviluppo Regionale



GIREPAM

GIREPAM

Gestione Integrata delle Reti Ecologiche
attraverso i Parchi e le Aree Marine

Componente T1

T1.2.3b - Documenti di analisi del grado di conservazione di habitat e specie e individuazione dei fattori di minaccia



*La cooperazione al cuore del Mediterraneo
La coopération au cœur de la Méditerranée*

SYNTHÈSE

Dans le cadre du projet GIREPAM, l'Autorité du parc national de l'archipel toscan a réalisé une série d'études sur les îles de Capraia et Giannutri afin d'obtenir un premier cadre de référence pour mettre en évidence la capacité de certains habitats marins à supporter une exploitation touristique adéquate. Les principales activités réalisées et les résultats obtenus sont décrits ci-dessous.

1. Réalisation d'un cadre des informations disponibles sur l'état des habitats et des menaces

Sur la base de l'analyse de toutes les expériences antérieures disponibles, les populations d'algues brunes du genre *Cystoseira* et le coralligène ont été identifiés comme les éléments dominants pour l'habitat 1170 « Récifs » autour de l'île de Giannutri et Capraia ; l'habitat prioritaire 1120* « Herbiers à Posidonie » semble également très bien représenté sur les deux îles. Les informations sur ces habitats et sur les principales espèces cibles qui leur sont associées ont été complétées, le cas échéant, par des inspections ciblées et des relevés sous-marins. Pour les relevés, ont également été utilisés un propulseur de plongée et, à de plus grandes profondeurs, un mini-ROV.

À Capraia, l'habitat 1120* s'étend sur environ 415,45 ha, occupant environ 60 % de la portion du fond marin allant de la surface jusqu'à 30 m de profondeur et colonisant à la fois les fonds sablonneux et les fonds durs. Deux herbiers ont été choisis pour évaluer sa qualité écologique. D'après les valeurs de densité obtenues, les herbiers sont en équilibre avec une densité normale ou supérieure à la norme ; de plus, les variables dérivées des mesures morphométriques démontrent un niveau optimal de vitalité végétale. D'une manière générale, les herbiers de l'île de Capraia peuvent être considérés comme étant dans un excellent état de conservation. L'habitat 1170 « Récifs », qui occupe environ 114,26 hectares de fonds marins, est représenté par la *biocénose des algues photophiles* dans l'étage infralittoral et par le *coralligène* dans l'étage circalittoral. En ce qui concerne la biocénose des algues photophiles, l'île de Capraia est caractérisée par une frange infralittorale constituée d'une ceinture quasi continue de *Cystoseira* spp. La caractéristique dominante de Capraia est la présence presque exclusive de *Cystoseira amentacea*, uniquement dans la zone nord-est de l'île, on trouve cette espèce avec le congénère *Cystoseira compressa* qui est presque complètement absent dans le reste de l'île. Lorsque les caractéristiques édaphiques sont favorables, la ceinture à *Cystoseira* est remplacée par *Lythophilum byssoides* qui, dans la partie ouest de l'île, forme des bioconcrétions (*trottoirs*) y compris d'une certaine entité. Aussi pour l'étude de l'étage infralittoral supérieur, deux sites ont été choisis où des relevés visuels ont été effectués *in situ*. Les algues brunes du genre *Cystoseira* sont une caractéristique dominante des deux sites. Dans l'ensemble, les algues photophiles de l'habitat 1170 présentaient une biocénose bien structurée et caractérisée par une grande diversité. Pour l'étude des peuplements de coralligène, l'indice COARSE a été appliqué. Cet indice utilise une approche paysagère pour fournir des informations sur la structure des récifs coralliens afin d'évaluer leur qualité écologique. Les peuplements de coralligène de Capraia étaient bien structurés et caractérisés par une grande diversité. La stratocénose basale et intermédiaire était bien définie, tandis que les deux sites étudiés ne présentaient aucune stratocénose élevée principalement à cause de l'absence d'importantes populations de gorgones. L'état écologique était globalement « bon », bien que la couche basale et la couche intermédiaire aient donné des valeurs correspondant à une qualité écologique « élevée ». L'absence de la couche érigée du coralligène de Capraia est une caractéristique connue de l'île non attribuable à des phénomènes de perturbation excessive et/ou de mauvaise qualité de l'environnement.

À Giannutri, l'habitat 1120* s'étend à l'intérieur des limites de la ZSC/SPS sur environ 14 hectares, colonisant à la fois des fonds sablonneux et des fonds durs. Les relevés de terrain effectués ont permis de cartographier l'habitat du Golfo dello Spalmatoio, en dehors de la ZSC/ZPS, où sa présence n'apparaissait pas sur les cartes précédentes. Au final, sur tout le périmètre de l'île, l'habitat 1120* s'étend sur environ 36,78 ha. Quant à Capraia, deux herbiers ont été étudiés permettant de définir leur qualité écologique. Dans les deux cas, d'après les valeurs de densité obtenues, les herbiers sont en équilibre avec une densité normale ou supérieure à la norme ; de plus, les variables dérivées des mesures morphométriques démontrent un niveau optimal de vitalité végétale. D'une manière générale, les herbiers de l'île de Giannutri à l'intérieur de la ZSC peuvent être considérés étant dans un excellent état de conservation. Au Golfo dello Spalmatoio, en dehors de la ZSC, les limites de l'herbier de *P. oceanica* ont été identifiées par des transects sous-marins effectués à la fois par des opérateurs à l'aide de scooters sous-marins et au moyen de mini-ROV. Pour obtenir des informations sur la couverture, des levés photogrammétriques et d'autres levés *in situ* ont été effectués pour mesurer les valeurs de densité. Dans les zones étudiées à l'intérieur du golfe, on a pu observer des signes évidents de recul et de dommages à l'herbier principalement en raison des mouillages d'embarcations et de bateaux de plaisance qui fréquentent l'île, surtout en été. À partir de toutes les mesures de couverture, on a calculé l'indice de conservation (IC), dont la valeur moyenne indique un état de conservation suffisant pour l'herbier du Golfo dello Spalmatoio. En général, l'herbier semble plus fragmenté dans la plage de profondeur située entre 15 et 25 mètres, alors qu'il se trouve dans de meilleures conditions à des altitudes plus proches de la surface. Les résultats obtenus suggèrent une situation significativement différente de celle observée dans les zones marines protégées de l'île où l'IC des herbiers étudiés les positionnait entre les classes de conservation bonne et élevée. L'habitat 1170 « Récifs » occupe environ 56,36 ha de

fonds marins. La caractéristique de Giannutri, pas commune aux autres îles de l'archipel toscan, est la présence presque omniprésente de *Cystoseira amentacea* et *C. compressa* dans la frange infralittorale. Une autre caractéristique propre à Giannutri est la présence, sur certains sites, de *C. brachycarpa* et de *C. humilis*. L'île est concernée par de vastes phénomènes karstiques qui créent de nombreuses grottes le long des côtes, des lieux propices à la formation des *trottoirs* de *L. byssoides*. Dans l'infralittoral supérieur, les populations des deux zones étudiées étaient significativement différentes, mais les deux zones sont dominées par *Cystoseira* spp. et ce sont surtout les abondances des espèces associées, principalement *Dictyota* spp., *Dictyopteris polypodioides* et *Padina pavonica*, qui expliquent la variabilité observée entre les deux zones. Dans l'ensemble, les algues photophiles de l'habitat 1170 présentaient une biocénose bien structurée et caractérisée par une grande diversité. Les peuplements de coralligène étaient également bien structurés et caractérisés par une grande diversité et une stratocénose bien définie. Les valeurs COARSE indiquent un état écologique élevé pour les 2 sites étudiés au sein de la ZSC.

Facteurs de pression/menaces déterminés par l'exploitation touristique et carte de vulnérabilité des habitats cibles

Sur les deux îles, les principales pressions et menaces directement imputables aux activités touristiques et de loisirs (mouillages, fréquentation sous-marine de grottes et récifs, pêche sportive, prélèvement illégal d'organismes), ou liées à une exploitation touristique indirecte telle qu'un effort de pêche excessif et la diffusion d'espèces exotiques envahissantes, se traduisent par des problèmes possibles pour les habitats considérés et les espèces qui leur sont associées.

Pour chaque île, un tableau a été produit dans lequel la probabilité d'exposition des habitats 1120* et 1170 à chaque pression/menace a été quantifiée sur une échelle allant de 0 (pas d'exposition) à 4 (forte exposition). Le critère retenu pour l'attribution du niveau d'exposition était lié aux règles d'utilisation touristique des aires marines des deux îles, telles qu'indiquées dans les règlements du Parc. La sensibilité est quant à elle une propriété intrinsèque des habitats, conditionnée par deux éléments clés : la résistance et la résilience ; chacun des habitats considérés a fait l'objet d'une évaluation sur sa résistance et résilience par rapport à chacune des pressions/menaces précédemment identifiées. La combinaison des scores de résistance et de résilience a fourni une estimation quantitative de la sensibilité qui a été définie selon cinq niveaux allant de *très faible* à *très élevée*.

La vulnérabilité est la combinaison de la *probabilité d'exposition* d'un habitat à la pression et de sa *sensibilité* à cette pression. Sur la base des évaluations précédemment indiquées, il a été possible de calculer les scores de vulnérabilité des habitats pour chaque pression/menace dans chaque zone à différents niveaux de protection. La somme des scores ainsi obtenus donne la vulnérabilité des habitats cibles à une exploitation touristique dans son ensemble.

Liste de contrôle des espèces particulièrement sensibles à l'exploitation touristique

Au total, 53 espèces ont été répertoriées dans la liste de contrôle. À Giannutri et Capraia, on a identifié 9 espèces de flore marine présentant un intérêt pour la conservation. Quant à la faune, on a dénombré 6 espèces d'intérêt communautaire, dont une, *Corallium rubrum*, présente uniquement à Giannutri et 1, *Patella ferruginea*, uniquement à Capraia. Les autres invertébrés présentant un intérêt pour la conservation sont 5 porifères, 4 coelentérés (dont 3 gorgones uniquement présents à Giannutri), 2 mollusques, 4 crustacés, 3 échinodermes. Parmi les vertébrés, on a dénombré 9 poissons osseux présentant un intérêt pour la conservation ainsi que 3 tortues marines et 8 cétagés, tous d'intérêt communautaire. Les besoins écologiques, l'état de conservation, les pressions et les menaces ont été reportés pour chaque espèce.

2. Document de suivi

Un document de suivi a été défini dans lequel toutes les méthodologies les plus récentes et tous les indicateurs utilisés au niveau régional ou national et dans d'autres zones protégées ont été pris en compte. Lors de la rédaction du document de suivi, une attention particulière a été accordée à la faune piscicole démersale ; à l'habitat 1120* et plus particulièrement à *Pinna nobilis* ; à l'habitat 1170, avec une référence particulière aux faciès de coralligène à gorgones, porifères, madréporaires et des bryozoaires érigés ; aux biocénoses des grottes. La relation entre les indicateurs choisis et les problèmes liés à une exploitation excessive a été identifiée tout comme une liste de mesures liées à chaque problème critique qui, une fois appliquées, pourraient permettre de rétablir le paramètre, éventuellement hors limites. Des protocoles de surveillance spécifiques ont été définis avec l'indication des sites de prélèvement géoréférencés, du nombre de stations, des paramètres à mesurer, des répliques et des fréquences de prélèvement. Les méthodes de prélèvement proposées sont toutes non destructives et certaines activités prévoient la possibilité d'associer des opérateurs bénévoles dûment formés.

3. Diffusion et éducation environnementale

Un résumé du document de suivi a été élaboré, qui est utile pour la diffusion en ligne à un public cible non spécialisé. Le document contient des informations utiles pour aider à comprendre les avantages à long terme d'une exploitation en harmonie avec les ressources environnementales, soulignant les particularités du capital naturel des deux îles et les manières dont chaque citoyen peut contribuer à préserver ses principales caractéristiques. De plus, une galerie de photos et de courtes vidéos ont été produites pour être utiles à la divulgation sur les pages web du projet.



MONITORAGGIO INTEGRATO DEL SISTEMA MARINO DELLE ISOLE CAPRAIA E GIANNUTRI IN RELAZIONE AL CARICO TURISTICO

28 GENNAIO 2020

Documento di monitoraggio



RTI composta da: NEMO srl e MAREA Studio Associato



*La cooperazione al cuore del Mediterraneo
La coopération au cœur de la Méditerranée*

Sommario

1.	Monitoraggio dell'Habitat 1120* (praterie di <i>Posidonia oceanica</i>)	2
1.1.	Metodi di indagine.....	2
1.2.	Metodi di campionamento non distruttivo.....	3
1.3.	Indici ecologici.....	6
1.4.	Protocolli di campionamento per l'utilizzo di indici ecologici sintetici	8
2.	Monitoraggio dell'habitat 1170.....	10
2.1.	Metodi di indagine.....	10
2.2.	Metodi di campionamento distruttivo.....	10
2.3.	Campionamento fotografico o video	11
2.4.	Campionamento visivo.....	12
2.5.	Indici ecologici.....	14
3.	Monitoraggio dell'habitat 8330.....	25
3.1.	Metodi di indagine.....	25
3.2.	Indici ecologici.....	26
4.	Monitoraggio di specie target.....	29
4.1.	Fauna ittica	29
4.2.	Specie bentoniche	31
5.	Protocolli di monitoraggio presso le isole di CAPRAIA e GIANNUTRI	45
5.1.	Habitat 1120*	45
5.2.	Habitat 1170.....	50
5.3.	Habitat 8330.....	55
5.4.	Fauna ittica	57
5.5.	Specie bentoniche	60
5.6.	Tabelle riepilogative del piano di monitoraggio	68
6.	La fruizione turistica nelle isole di Giannutri e Capraia: criticità e misure di gestione.....	76
6.1.	Fruizione turistica.....	76
6.2.	Criticità e misure di gestione.....	82
7.	Bibliografia.....	89



1. Monitoraggio dell'Habitat 1120* (praterie di *Posidonia oceanica*)

1.1. Metodi di indagine

La corretta gestione delle praterie di *Posidonia oceanica* richiede metodologie di studio standardizzate, validate dalle istituzioni scientifiche ed applicabili dagli amministratori, che permettano di ottenere risultati comparabili sulla scala dell'intero bacino del Mediterraneo (Buia *et al.*, 2004; Pergent-Martini *et al.*, 2005; Montefalcone, 2009). Specifici piani nazionali di monitoraggio delle praterie di *P. oceanica* adottati per la gestione delle aree costiere, ad esempio dagli Enti gestori delle Aree Marine Protette, Parchi o dalle Agenzie Regionali per la Protezione Ambientale prevedono una serie di indagini da eseguire al fine di valutare il loro stato di salute (Bacci *et al.*, 2012).

In Tabella 1 sono elencate le tecniche di indagine più frequentemente utilizzate presso i laboratori di ricerca mediterranei (Leoni *et al.*, 2003; Buia *et al.*, 2004; Pergent-Martini *et al.*, 2005; Boudouresque *et al.*, 2006; Montefalcone, 2009). Le metodologie possono essere distinte in tecniche "distruttive" e "non distruttive" a seconda della necessità o meno di prelevare dalle praterie campioni di fasci fogliari della pianta. Le indagini a livello di individuo (la pianta) e la maggior parte delle indagini a livello di comunità (gli organismi associati a foglie e rizomi) richiedono la raccolta di un numero variabile tra 10 e 20 fasci fogliari (Pergent-Martini *et al.*, 2005). Al contrario, gli studi a livello di popolazione (la prateria) ed alcuni di quelli eseguiti a livello di comunità, come ad esempio lo studio della fauna mobile associata, richiedono solo rilevamenti subacquei per la raccolta dei dati e sono realizzati mediante tecniche di osservazione e misura non distruttive.

Tabella 1. Tecniche di rilevamento e studio delle praterie di *Posidonia oceanica* più frequentemente adottate presso i laboratori di ricerca mediterranei. Da Montefalcone (2009).

Destructive techniques	Not destructive techniques
<p>Epiphytic assemblages of leaves and rhizomes:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Quantitative analysis of biomass (Buia <i>et al.</i>, 2004) and coverage (Morri, 1991) • Qualitative analysis of specie composition (Balata <i>et al.</i>, 2007) <p>Leaf biometry and related descriptors (Giraud, 1977):</p> <ul style="list-style-type: none"> • Type of leaves (adult, intermediate or juvenile) • Number of leaves per shoot • Length and width of leaves • Leaf surface area per shoot and per square metre (the latter defined as the "Leaf Area Index") • Presence of dead brown tissue • Percentage of broken leaves (Coefficient A) and the cause of their damage (water movement or grazing), referring to the protocol of Boudouresque and Meinesz (1982) <p>Indirect estimation of the past primary production of leaves and rhizomes, throughout:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Lepidochronology (Pergent, 1990) • Internodal length (Peirano, 2002) • Plastochrone interval (Cebrian <i>et al.</i>, 1994) 	<p>Shoot density (number of shoots per square metre) and its classification following the absolute scales by Giraud (1977) and by Pergent <i>et al.</i> (1995)</p> <p>Upper and lower limits of the meadow:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Bathymetric position of limits • Typology of the lower limit, according to Meinesz and Laurent (1978) and to Pergent <i>et al.</i> (1995) • Monitoring the position of limits over time, throughout fixed marks ("balise"), in situ photographs, aerial diachronic photographs (Pergent-Martini <i>et al.</i>, 2005) <p>Structure of the matte:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Presence of intermatte channels and of dead matte • Measuring the barring of the rhizomes as defined by Boudouresque <i>et al.</i> (2006) • Evaluating the homogeneity and the compactness of the matte and measuring the percentage of plagiotropic rhizomes and the thickness of the matte (Pergent-Martini <i>et al.</i>, 2005) <p>Percentage of bottom covered by living <i>P. oceanica</i> (see also Table 2)</p> <p>Relative shoot density (number of shoots per square metre multiplied for the cover of living <i>P. oceanica</i>) (Romero, 1986)</p> <p>Mobile fauna associated to the meadow and the presence of other macrophytes (Pergent-Martini <i>et al.</i>, 2005)</p>

1.2. Metodi di campionamento non distruttivo

Le tecniche non distruttive sono principalmente utilizzate per lo studio della macrostruttura delle praterie di *Posidonia oceanica* attraverso descrittori quali copertura, densità delle piante, caratteristiche ed evoluzione dei limiti.

Copertura:

Sono stati proposti diversi metodi per misurare la copertura delle piante di *Posidonia oceanica*: (1) stima visiva su una superficie di fondo prestabilita effettuata indipendentemente da due operatori subacquei sospesi alcuni metri sopra il fondo (Buia *et al.*, 2004); (2) Valutazione mediante una griglia tracciata su un supporto trasparente attraverso la quale il subacqueo sospeso a circa 3 m sopra il fondo osserva la presenza/assenza di *P. oceanica* (Leriche *et al.*, 2006); (3) valutazione mediante rilevamento video o fotografico (Romero, 1985) ed analisi di immagini (Mc Donald *et al.*, 2006, consigliano di analizzare un minimo di 10 *fotoframes*) di superfici comprese tra 0.25 m² in praterie continue ed uniformi e 1 m² in praterie discontinue (Duarte e Kirkman, 2001); (4) stima della ripartizione dei fasci fogliari all'interno di una griglia posizionata entro una cornice appoggiata sul fondo (Pergent-Martini *et al.*, 2005); (5) Rilevamento mediante la tecnica del Line Intercept Transect (LIT) (Bianchi *et al.*, 2004; Montefalcone *et al.*, 2007b). In Tabella 2 sono riportati vantaggi e svantaggi per ciascuno dei metodi sopra elencati.

Tabella 2. Confronto tra i cinque metodi più comunemente utilizzati per la valutazione della copertura di *Posidonia oceanica*. Da Montefalcone (2009).

Methods	Advantages	Disadvantages
Visual estimation (Buia <i>et al.</i> , 2004)	Rapidity, immediate results	Subjectivity. Influenced by the seasonal dynamics of canopy and by condition of visibility. Lack of standardized values of seabed surface area
Grid on a transparent support (Leriche <i>et al.</i> , 2006)	Rapidity	Comparability with a true cover. Influenced by seasonal dynamics of canopy and by condition of visibility. Lack of standardized values of seabed surface area
Vertical photography (Romero, 1985)	Rapidity, objectivity, reference collections	Influenced by seasonal dynamics of canopy and by condition of visibility. Difficulty in maintaining the zenith by diver. Lack of standardized values of seabed surface area
Grid on a frame laid on the seafloor (Pergent-Martini <i>et al.</i> , 2005)	Rapidity, objectivity	Comparability with a true cover
Line Intercept Transect (LIT) (Montefalcone <i>et al.</i> , 2007b)	Objectivity, accuracy	Slowness

Per ottenere informazioni sulla copertura di *Posidonia oceanica* possono essere utilizzati anche rilievi fotogrammetrici in immersione mediante impiego di scooter subacquei equipaggiati con foto o video camere per la raccolta continua di immagini nadirali lungo transetti. I transetti vengono registrati e sincronizzati con la traccia di una boa, dotata di sistema di posizionamento GPS, trainata dal subacqueo impiegato nelle operazioni di campionamento del dataset fotografico. Durante la raccolta dati la velocità e la distanza dal fondale devono essere mantenute costanti e rispettivamente di circa 45 metri al minuto e 5 metri. Tali accorgimenti permettono di raccogliere immagini ogni secondo con una sovrapposizione superiore al 70% (Acunto *et al.* in PNAT, 2020b).

Va precisato che solo il metodo visivo *in situ* e quello fotografico consentono una reale stima della copertura, mentre i due metodi che prevedono l'utilizzo di una griglia forniscono una stima di frequenza della presenza di *P. oceanica* e i dati rilevati utilizzando il LIT consentono la misura (e non la stima) della copertura lineare di *P. oceanica*. È stato comunque dimostrato che i valori di copertura rilevati mediante le stime visive e quelli misurati con il LIT sono molto simili (Wilson *et al.*, 2007).

Densità:

La densità dei fasci fogliari è il descrittore più utilizzato nei piani di monitoraggio di *Posidonia oceanica* perché fornisce importanti informazioni sulla vitalità e dinamica della prateria e si rivela efficace nel rilevare l'influenza delle attività umane sull'ambiente.

Le scale assolute disponibili per la densità di fasci (Giraud, 1977; Pergent *et al.*, 1995) forniscono una classificazione standardizzata dello stato della prateria in esame che può essere utilizzata nella valutazione della salute dell'habitat 1120*. La classificazione proposta da Pergent *et al.* (1995) è stata successivamente revisionata da Buia *et al.* (2004) e da Boudouresque *et al.* (2006) che hanno proposto di evitare l'uso degli aggettivi "normale", "anormale" e "sub-normale", adottati inizialmente per definire le classi di densità, in quanto ritenuti di ambigua interpretazione. In alternativa, sempre sulla base della densità rilevata ed in relazione alla profondità, vengono proposte tre classi di praterie distinte in: "in equilibrio", "disturbate" e "molto disturbate".

La "densità relativa" (Romero, 1986) è un'altro descrittore che mette in relazione la densità assoluta con i valori di copertura della prateria ottenuti come percentuale di fondo effettivamente occupato dalle piante vive. La densità relativa è utile nella valutazione dello stato di conservazione di una prateria in quanto tiene conto anche del livello di frammentazione dell'habitat.

Limiti di distribuzione batimetrica:

La descrizione delle caratteristiche dei limiti superiore e inferiore di una prateria di *Posidonia oceanica* ed il monitoraggio nel tempo delle loro posizioni, sono procedure comunemente adottate per valutare l'evoluzione della prateria in termini di stabilità, progressione o regressione. Tale evoluzione è legata alla trasparenza dell'acqua, al regime idrodinamico, all'equilibrio sedimentario ed alle attività umane che insistono sulla fascia costiera.

Alla luce dei fenomeni di regressione osservati da decenni in molte praterie (Marbà *et al.*, 1996; Ardizzone *et al.*, 2006; Boudouresque *et al.*, 2006), in particolare nelle loro porzioni più profonde (Montefalcone *et al.*, 2007a), le prime classificazioni del limite inferiore (Meinesz e Laurent, 1978; Pergent *et al.*, 1995; Buia *et al.*, 2004) sono state riviste (Montefalcone *et al.*, 2006a; Montefalcone, 2007). Le tre tipologie classiche di limite naturale "in salute", con le loro rispettive tipologie "in regressione" caratterizzate dalla presenza di matte morta in corrispondenza del limite stesso, sono state rinominate come segue: limite progressivo naturale o in regressione (Figura 1 a, b), limite netto naturale o in regressione (Figura 1 c, d), limite erosivo naturale o in regressione entrambi con la presenza di un evidente gradino di matte (Figura 1 e, f). Ciascuna delle tre tipologie di limite in regressione può mostrare ulteriori peculiarità configurando ulteriori tre limiti regressivi che sono stati così descritti (Montefalcone, 2007): limite regressivo a chiazze (Figura 1 g), caratterizzato dalla presenza oltre il limite della prateria di macchie residue di *P. oceanica* vivente (sia con un evidente gradino di matte che senza) circondate da matte morta; limite regressivo con strisce di piante viventi (Figura 1 h) (sia con un evidente gradino di matte che senza) che si sviluppano ortogonalmente alla linea di costa oltre il limite della prateria e circondate da matte morta; limite regressivo con strisce di matte morta (Figura 1 i) (con o senza la presenza di un gradino) che si sviluppano ortogonalmente alla linea di costa oltre il limite delle piante vive.

Per verificare la dinamica dei limiti (progressione/regressione), si ricorre al posizionamento sul fondo di corpi morti o picchetti fissi di riferimento ("*balisage*"). Questa tecnica è stata applicata a *P. oceanica* per valutare (direttamente *in situ*), nel tempo, le variazioni del limite profondo delle praterie (Pergent, 2007). Il protocollo, adottato anche da ISPRA e Sistema Agenziale (Bacci *et al.*, 2012), prevede che presso ciascuno corpo morto ("*balise*") venga eseguito un rilevamento fotografico, da quattro angolazioni differenti, utilizzando una macchina fotografica assemblata con illuminatore o flash ed utilizzando sempre la medesima lunghezza focale. Per le riprese frontali, laterale sinistro e laterale destro, viene utilizzato un distanziatore che garantisca sempre la stessa distanza pari a 1,50 m tra obiettivo e *balise* con obiettivo posto a 0,5 m dal fondo, per le riprese dall'alto l'operatore subacqueo si posizionerà sopra il *balise* stazionando, in condizioni di galleggiamento neutrale, ad una distanza di circa 1.5 m dal fondo in modo da garantire una visione di insieme dell'intorno di ciascun *balise*. Devono inoltre essere rilevati, oltre alla tipologia di limite, la natura del substrato, profondità e orientamento dei *balises*, percentuale dei rizomi plagiotropi ed il grado di scalzamento dei rizomi. Per i rizomi plagiotropi, lo scalzamento viene considerato come la distanza che separa il sedimento dalla parte inferiore dei rizomi, per i rizomi ortotropi, la distanza che separa il sedimento dalla ligula delle foglie (Boudouresque *et al.*, 1984; Pergent, 2007).

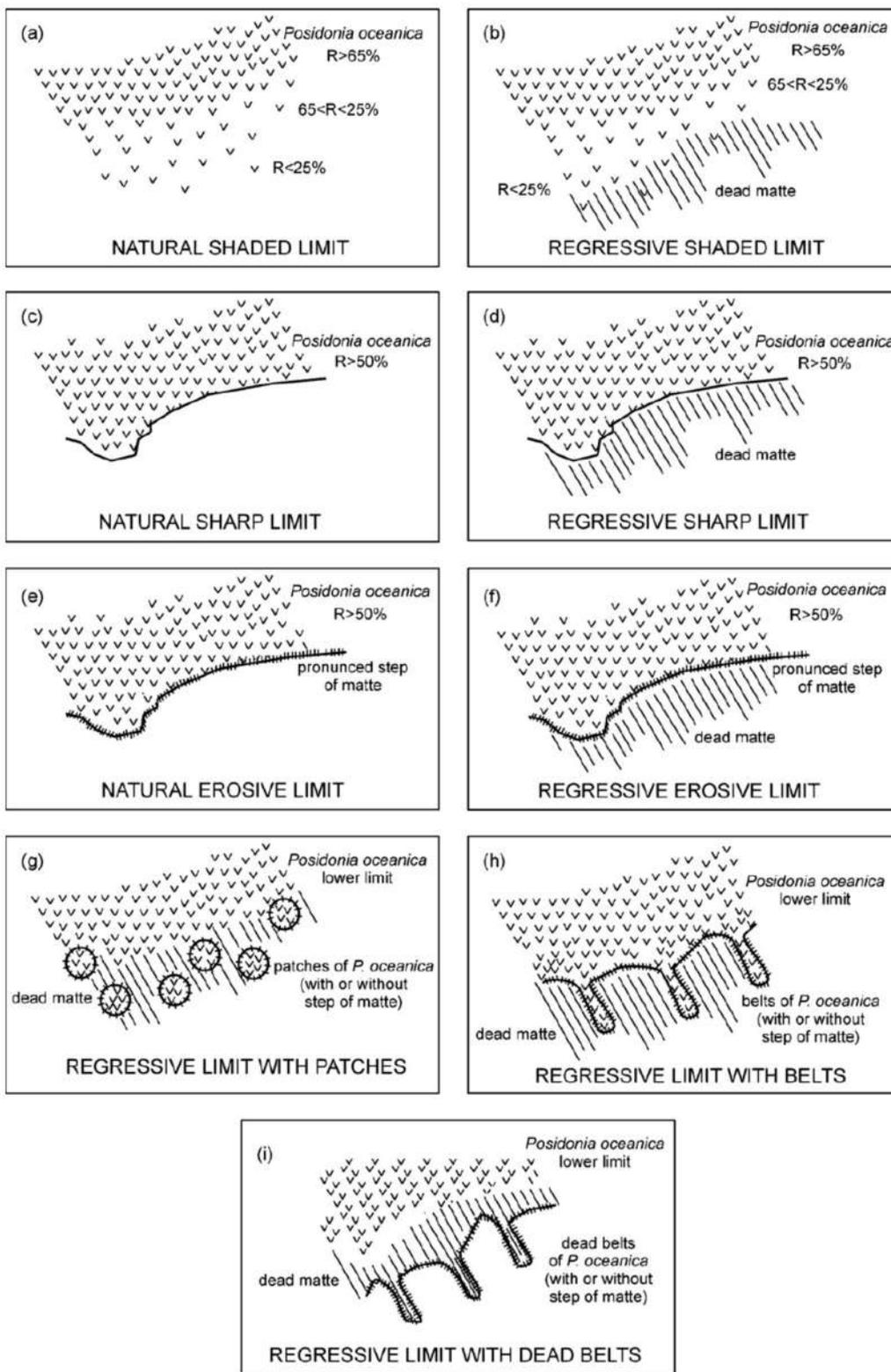


Figura 1. Tipologie di limite inferiore delle praterie di *Posidonia oceanica* distinte in "naturali" (a, c, e) e "in regressione" (b, d, f, g, h, i). R = percentuale di fondo coperto da piante vive. Da Montefalcone (2009).

1.3. Indici ecologici

La valutazione dello stato di un ecosistema basata su indici ecologici sintetici sono molto diffusi (Pinto *et al.*, 2009). Tali indici riescono a "catturare le complessità dell'ecosistema pur rimanendo abbastanza semplici da essere facilmente e regolarmente calcolati" (Dale e Beyeler, 2001). Molti indici sono attualmente impiegati nei piani di monitoraggio delle fanerogame marine, ad esempio l'Indice di Biomassa fogliare, il Leaf Area Index (Buia *et al.*, 2004) e l'Indice di Epifitismo (Morri, 1991). Seguendo i dettami della direttiva quadro sulle acque dell'Unione Europea (WFD 2000/60/CE), Romero *et al.* (2007) hanno proposto un indice multivariato (POMI), basato su una serie di aspetti strutturali e funzionali descrittivi di *Posidonia oceanica*, al fine di valutare lo stato ecologico delle acque costiere. Tuttavia, alcuni dei descrittori utilizzati per calcolare l'indice POMI sono generalmente poco utilizzati, ad es. la composizione chimica e biochimica ed i livelli di contaminazione della pianta (Pergent-Martini *et al.*, 2005).

In Italia, la Direttiva Europea 2000/60/CE è stata recepita dal D.Lgs. 152/2006 e ss.mm.ii. e dal D.Lgs. 30/2009. Con il D.Lgs. 152/2006 vengono definite le modalità con cui effettuare la classificazione dello stato di qualità dei corpi idrici: in particolare, per le acque marino costiere, sono previsti vari Elementi di Qualità Biologica (EQB) per la definizione dello Stato Ecologico, oltre ad un elenco di contaminanti inorganici/organici nella matrice acqua per la definizione dello Stato Chimico. La classificazione dei corpi idrici costieri determinata in base allo stato ecologico, segue le indicazioni del D.M. 260/2010 e le successive modifiche apportate dalla Decisione della Commissione Europea 2018/229/UE. Tra gli EQB utilizzati per determinare lo stato ecologico dei corpi idrici costieri figurano le angiosperme e nello specifico *Posidonia oceanica*. Il giudizio di qualità ecologica per la prateria a *P. oceanica* è calcolato mediante l'indice ecologico PREI (Posidonia Rapid Easy Index), che integra a livello informativo gli effetti di differenti cause riconducibili agli impatti delle attività antropiche quali le alterazioni fisiche, chimiche e biologiche indotte da agenti inquinanti nelle acque e nei sedimenti, o da significative alterazioni fisico-morfologiche del tratto costiero (Gobert *et al.*, 2009). L'indice viene calcolato elaborando i dati relativi ai seguenti parametri: densità fogliare per fascio, biomassa degli epifiti, biomassa fogliare, profondità e tipologia del limite inferiore. Il valore del PREI varia tra 0 ed 1 e corrisponde direttamente al Rapporto di Qualità Ecologica (RQE) dove lo stato cattivo corrisponde ad una recente regressione di *P. oceanica*, cioè alla sua scomparsa da meno di cinque anni.

Alcuni dei dati necessari al calcolo del PREI richiedono il prelievo di fasci di *Posidonia*, in alternativa, sempre allo scopo di valutare lo stato di qualità dell'ecosistema, sono stati proposti approcci non distruttivi per il monitoraggio delle praterie di *P. oceanica* basati sull'applicazione di diversi indici ecologici sintetici, tra questi ricordiamo: l'Indice di Conservazione (Conservation Index = CI), l'Indice di Sostituzione (Substitution Index = SI), l'indice di Cambiamento di Fase (Phase Shift Index: PSI) e l'indice di Patchiness (Patchiness Index: PI).

CI, SI, PSI e PI rappresentano strumenti utili per valutare la qualità degli ambienti costieri e sono indici ecologici che soddisfano molti dei criteri elencati da Dale e Beyeler (2001): sono facilmente misurabili; sono in grado di segnalare un cambiamento imminente nel sistema ecologico; si integrano a fornire una valutazione dell'intero sistema; sono sensibili agli stress prodotti dalle attività umane. Un altro importante vantaggio è che non richiedono il prelievo di piante, mentre diversi altri descrittori standardizzati e generalmente adottati nella valutazione dello stato di qualità delle praterie di *P. oceanica* sono distruttivi (Leoni *et al.*, 2003; Buia *et al.*, 2004; Pergent-Martini *et al.*, 2005; Boudouresque *et al.*, 2006).

Indice di Conservazione

Proposto da Moreno *et al.* (2001) misura l'abbondanza relativa di matte morta rispetto a *P. oceanica* viva (si veda in Tabella 3 la formula). Boudouresque *et al.* (2006) hanno evidenziato come l'Indice di Conservazione sia uno strumento adeguato per misurare i disturbi antropogenici che colpiscono una prateria nonostante il fatto che il suo valore potrebbe non sempre essere significativo in quanto aree a matte morta potrebbero essere originate anche da cause naturali. L'Indice di Conservazione può essere anche uno strumento utile per valutare l'evoluzione nel tempo delle praterie, riflettendo condizioni di stabilità, miglioramento o regressione.

Indice di Sostituzione

L'Indice di Conservazione non prende in considerazione la sostituzione delle piante di *P. oceanica* da parte di altre specie che vanno a ricolonizzare la matte morta (Montefalcone *et al.*, 2006a). L'Indice di Sostituzione (vedi Tabella 3 per la sua formula) è stato quindi proposto per misurare la quantità di sostituzione di *P. oceanica* da parte della fanerogama marina *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson e/o delle tre specie di alghe verdi appartenenti al genere *Caulerpa*: *C. prolifera* (Forsskal) Lamouroux e le due specie aliene invasive *C. taxifolia* (Vahl) C. Agardh e *C. cylindracea* Sonder (Montefalcone *et al.*, 2007a). L'Indice di Sostituzione, applicato ripetutamente nella stessa prateria, può misurare oggettivamente se la sostituzione è permanente o progressiva o, come ipotizzato da Molinier e Picard (1952), potrà nel lungo termine facilitare il reinsediamento di *P. oceanica*. Mentre l'applicazione dell'Indice di Conservazione è ovviamente limitata a quelle fanerogame in grado di formare una matte, l'Indice di Sostituzione può essere applicato in tutti i casi di sostituzione tra specie diverse di alghe o tra alghe e fanerogame marine.

Indice di Cambiamento di Fase

I cambiamenti osservati (regressione e sostituzione) nei sistemi a *P. oceanica* hanno motivato la proposta dell'Indice di Cambiamento di Fase (vedi Tabella 3 per la sua formula), tale indice identifica e misura l'intensità dei cambiamenti che si verificano all'interno dell'ecosistema (Montefalcone *et al.*, 2007a, b). L'Indice di Cambiamento di Fase fornisce una valutazione sintetica della reversibilità dei cambiamenti subiti da una prateria regredita. Le caratteristiche biologiche e i processi riproduttivi di *P. oceanica* non favoriscono una sua rapida ricolonizzazione della matte morta (Meinesz *et al.*, 1991), quindi, se da una parte rimane una potenzialità di recupero in una prateria che mostra poche e piccole aree a matte morta, dall'altra una regressione su larga scala deve essere considerata quasi irreversibile. Al contrario, l'insediamento e la crescita relativamente veloce di una qualsiasi delle quattro specie considerate per la sostituzione di *P. oceanica* potrebbe farle persistere per sempre.

Tabella 3. Scala di classificazione dell'Indice di Conservazione (CI), Indice di Sostituzione (SI) e Indice di Cambiamento di Fase (PSI). Da Montefalcone (2009). N.B.: *C. racemosa* = *C. cylindracea*.

<p>Conservation Index: $CI = P/(P + D)$ where P is the percent cover of living <i>Posidonia oceanica</i> and D is the percent cover of dead matte</p> <p>1 - $CI < 0.3$: bad conservation status 2 - CI between 0.3 and 0.5 excluded: poor conservation status 3 - CI between 0.5 and 0.7 excluded: moderate conservation status 4 - CI between 0.7 and 0.9 excluded: good conservation status 5 - $CI \geq 0.9$: high conservation status</p> <p>Substitution Index: $SI = S/(S + P)$ where S is the percent cover of substitutes and P is the percent cover of living <i>P. oceanica</i></p> <p>1 - $SI < 0.1$: no ($SI = 0$) or little substitution; high conservation status 2 - SI between 0.1 and 0.25 excluded: low substitution; good conservation status 3 - SI between 0.25 and 0.4 excluded: moderate substitution; moderate conservation status 4 - SI between 0.4 and 0.7 excluded: significant substitution; poor conservation status 5 - $SI \geq 0.7$: strong substitution; bad conservation status</p> <p>Phase Shift Index: $PSI = \{ [D/(P + D) \times 1] + [Cn/(P + Cn) \times 2] + [Cp/(P + Cp) \times 3] + [Ct/(P + Ct) \times 4] + [Cr/(P + Cr) \times 5] \} / 6$ where D is the percent cover of dead matte, P that of living <i>P. oceanica</i>, Cn of <i>Cymodocea nodosa</i>, Cp of <i>Caulerpa prolifera</i>, Ct of <i>C. taxifolia</i>, and Cr of <i>C. racemosa</i></p> <p>1 - $PSI < 0.08$: no ($PSI = 0$) or early stage of phase shift; high conservation status 2 - PSI between 0.08 and 0.16 excluded: low phase shift; good conservation status 3 - PSI between 0.16 and 0.25 excluded: moderate phase shift; moderate conservation status 4 - PSI between 0.25 and 0.5 excluded: significant phase shift; poor conservation status 5 - $PSI \geq 0.5$: strong phase shift, irreversible; bad conservation status</p>

Il monitoraggio a lungo termine è l'unico modo per tracciare l'evoluzione futura di un possibile cambiamento di fase o per apprezzare qualsiasi potenzialità di recupero della prateria, l'insieme dei tre indici ecologici fin qui citati può essere uno strumento utile a questo scopo. Sviluppare la capacità di prevedere la futura distribuzione delle specie che sostituiscono le piante di *P. oceanica* è essenziale per il loro rilevamento precoce ed il loro controllo, soprattutto nel caso delle specie

aliene invasive. CI, SI e PSI possono anche essere utilizzati per prevedere la vulnerabilità delle praterie di *P. oceanica* alle invasioni e per quantificare il grado di sostituzione in ambienti degradati.

Per i valori di CI, SI e PSI, sono stati proposti sistemi di classificazione validi a scala regionale (Montefalcone *et al.*, 2007a). Tali sistemi sono adatti per il confronto di praterie diverse e sono facilmente utilizzabili a fini gestionali. Sono disponibili cinque livelli di stato dell'ecosistema per tutti e tre gli indici ecologici fin qui descritti (Tabella 3). In tal modo, le classificazioni dei tre indici sono paragonabili alla classificazione relativa alla qualità ecologica dei corpi idrici stabiliti dalla direttiva quadro sulle acque (2000/60/CE).

Lo stato ecologico elevato della WFD, che equivale a nessuna modifica rispetto alla condizione di riferimento, può essere equiparata allo stato di salute di un ecosistema che non presenta cambiamenti rispetto ad un sistema in condizioni ottimali (Tett *et al.*, 2007). Relativamente ai tre indici ecologici fin qui citati, le condizioni di riferimento possono essere rappresentate da una prateria che non mostra aree a matte morta (CI = 1), non presenta specie sostitutive (SI = 0) ed è costituita solo da *P. oceanica* vivente (PSI = 0). Lo stato ecologico "moderato" della WFD che corrisponde alla classe 3 di ciascun indice ecologico (vedi tabella 3), si riferisce allo stato di una prateria che appare solo leggermente cambiata ma si avvicina ai limiti della sua resistenza ai disturbi, e che potrebbe facilmente passare ad uno stato degradato che equivale allo stato ecologico scarso o cattivo della WFD (classe 2 e 1, rispettivamente, per CI e classe 4 e 5, rispettivamente, per SI e PSI).

Analogamente alle scale assolute proposte per la classificazione della densità dei fasci, le scale di classificazione di CI, SI e PSI forniscono strumenti utili per determinare lo stato della prateria e quei "limiti di soglia" richiesti dai piani per la conservazione delle fanerogame marine (Bell *et al.*, 2001). Ad esempio, il valore di CI = 0,7 (vedi Tabella 3) può rappresentare il limite di soglia per discriminare tra praterie in uno "Stato di conservazione soddisfacente" da quelle in uno stato "non soddisfacente".

Indice di Patchiness

L'indice di Patchiness (PI) (Montefalcone *et al.*, 2010) è un indice che misura il grado di eterogeneità di una prateria, inteso come il numero di radure o canali di sabbia, il numero di aree occupate da matte morta o il numero di aree occupate da roccia che interrompono la continuità di una prateria. Dai dati registrati lungo un LIT è possibile ricavare il numero di chiazze di *P. oceanica* presenti. Una chiazza è definita come un'unità discreta e continua di Posidonia che mostra dei confini ben definiti ed è circondata da una matrice non vegetata dalla quale è possibile distinguerla facilmente. La dimensione minima per identificare una chiazza discreta di posidonia è stata definita in 1 m². Il numero di chiazze è stato ampiamente identificato come un indicatore adeguato per misurare il grado di frammentazione di una prateria di fanerogama marina (Hovel e Lipcius, 2002). Il PI viene calcolato attraverso la seguente formula: $PI = (N/L) \times 100$, dove N è il numero di chiazze di *P. oceanica* contate lungo un LIT, L è la lunghezza totale del transetto in metri. Valori elevati di PI corrispondono a gradi elevati di frammentazione del paesaggio.

1.4. Protocolli di campionamento per l'utilizzo di indici ecologici sintetici

L'immersione subacquea da parte di operatori qualificati (Operatori o Ricercatori Scientifici Subacquei) è uno strumento indispensabile sia per la raccolta dei dati utili al calcolo degli indici ecologici, ma anche per eseguire la maggior parte delle metodologie standardizzate utilizzate nel monitoraggio di *Posidonia oceanica*, soprattutto quando è necessario prelevare campioni di materiale biologico.

Le indagini possono essere effettuate sia lungo transetti subacquei che presso stazioni puntuali.

La raccolta di dati in stazioni puntuali selezionate con metodi di campionamento casuale è il metodo più rapido, sebbene sia necessario un numero significativo di stazioni posizionate all'interno di una prateria per coprire tutta la sua estensione.

I transetti possono essere posati sul fondo sia perpendicolarmente alla linea di costa (transetto di profondità) (Montefalcone *et al.*, 2006a) che paralleli (Line Intercept Transect, LIT) (Montefalcone *et al.*, 2007b).

Il transetto di profondità viene realizzato stendendo sul fondo una cordella, lunga fino a 100 m e marcata ad intervalli prestabiliti dall'osservatore (in genere ogni metro fino ad un massimo di ogni 5 m), la cui direzione viene mantenuta costante grazie all'utilizzo di una bussola subacquea. Si tratta di un metodo efficace per rilevare le variazioni topografiche

e biologiche che si manifestano lungo un gradiente batimetrico e si presta bene anche per mappature bionomiche del fondo (Bianchi *et al.*, 2004; Montefalcone *et al.*, 2006a). Ogni 10 m lungo il transetto di profondità, o in almeno 5 punti (repliche) all'interno di ciascuna stazione puntuale, gli operatori subacquei registrano su una lavagnetta subacquea la specie incontrata (nel caso degli indici ecologici sintetici: *Posidonia oceanica*, *Cymodocea nodosa*, *Caulerpa prolifera*, *C. taxifolia* e *C. cylindracea*), la presenza di matte morta (eventualmente segnalando anche quando è ricolonizzata dalle possibili specie sostitutrici di *P. oceanica*), e la loro percentuale di copertura del fondo. La copertura può essere stimata utilizzando una delle procedure standardizzate proposte da Romero (1985), Buia *et al.* (2004), Pergent-Martini *et al.* (2005) e Boudouresque *et al.* (2006) (Tabella 2). Quando le specie formano popolamenti misti il contributo di ciascuna alla copertura complessiva viene espresso separatamente in modo tale che la somma sia sempre uguale al 100%. Nel caso della matte morta, dal momento che potrebbe essere colonizzata da una delle quattro specie sostitutrici di *P. oceanica*, la percentuale di copertura, che non può superare il 100% per definizione, viene calcolata collettivamente per l'associazione "matte morta + specie sostitutrice" ed il valore che si ottiene verrà successivamente assegnato solo alla matte morta per il calcolo del CI ed alla specie sostitutrice per il calcolo del SI.

I transetti paralleli alla linea di costa (LIT) vengono realizzati stendendo sul fondo, a profondità il più possibile omogenea, una cordella marcata ogni centimetro per una lunghezza variabile scelta dal ricercatore (generalmente da 10 m a 25 m). Si tratta di un metodo considerato un buon compromesso tra accuratezza e sforzo di campionamento e si rivela efficace quando lo studio si concentra in uno specifico intervallo di profondità (Bianchi *et al.*, 2004b; Montefalcone *et al.*, 2007b). Nel caso di LIT, gli operatori subacquei registrano l'intercetta al centimetro in ogni punto in cui sotto la cordella cambia il tematismo obiettivo del campionamento (cioè le specie di interesse, la matte morta o altro tipo di substrato). In ogni LIT, la misura di ogni tematismo (L_x) è la distanza che intercorre tra le intercette registrate e viene ricavata per differenza. La percentuale di copertura (R%) di ciascun tematismo lungo un LIT di 25 m di lunghezza viene calcolata applicando la seguente formula:

$$R\% = \sum(L_x / 25 \times 100).$$

2. Monitoraggio dell'habitat 1170

2.1. Metodi di indagine

Il notevole valore economico dell'habitat 1170 è dovuto sia alla fauna alieutica di grande valore commerciale associata, sia alla sua attrazione nei confronti del turismo, in particolare nautico e subacqueo. L'importanza scientifica ed economica e la necessità di una corretta gestione delle coste rocciose ha portato allo sviluppo di programmi di indagini che hanno preso in considerazione la distribuzione spazio-temporale e la dinamica delle comunità, nonché le strategie vitali delle specie che le compongono.

La difficoltà di tali studi in un ambiente complesso come quello roccioso, fa sì che le metodiche di indagine siano più numerose e meno standardizzate di quelle utilizzate per i fondi molli (Bianchi *et al.*, 2004b). Un'ulteriore difficoltà risiede nel fatto che per studiare efficacemente i fondi duri costieri è necessario adottare tecniche in immersione subacquea. Le tecniche in immersione subacquea hanno il vantaggio di poter combinare rilevamenti fisionomici speditivi su superfici relativamente vaste con campionamenti puntiformi esaustivi, effettuati con metodi distruttivi (prelievo) o non distruttivi (visuali e fotografici) (Bianchi *et al.*, 2004b). Ognuno di questi metodi ha vantaggi e svantaggi (Tabella 4).

Tabella 4. Confronto tra tre comuni metodi di campionamento subacqueo.

CAMPIONAMENTO PER PRELIEVO DIRETTO (DISTRUTTIVO)	
Vantaggi	Tassonomia accurata; si possono conservare collezioni di riferimento; valutazioni obiettive
Svantaggi	Costo elevato, necessita di lunghi tempi di analisi e dell'impiego di specialisti; la superficie da campionare e il numero di repliche sono limitati; ha un impatto distruttivo sugli ecosistemi e non può quindi essere utilizzato su habitat sensibili e in aree marine protette.
Impiego	Il metodo è adatto per studi approfonditi e di dettaglio con importante base sistematica e per studi sulla biodiversità.
CAMPIONAMENTO FOTOGRAFICO O VIDEO	
Vantaggi	Permette delle valutazioni obiettive e la ripetibilità del campionamento; si possono conservare collezioni di riferimento; possibilità di automazione; consente di ottenere un'alta rapidità di lavoro sott'acqua, quindi un elevato numero di repliche e la possibilità di esplorare ampie aree; ha un impatto nullo sull'ecosistema.
Svantaggi	Ha una scarsa precisione tassonomica e può presentare delle difficoltà nella lettura e nell'interpretazione delle immagini a posteriori.
Impiego	Studio di cicli o di variazioni temporali; lavori a profondità elevate; studi ecologici con alta replicazione.
CAMPIONAMENTO VISIVO	
Vantaggi	Ha un basso costo; si ottengono immediatamente i risultati; si può esplorare un'ampia area; può essere ripetuto e ha un impatto nullo sull'ambiente.
Svantaggi	Rischio di soggettività nella determinazione degli organismi; lentezza di lavoro subacqueo.
Impiego	Particolarmente utilizzato nelle ricerche preliminari, indagini esplorative, studi bionomici; adatto a confronti tra aree diverse; particolarmente efficace per studi che applicano un approccio paesaggistico.

2.2. Metodi di campionamento distruttivo

La tecnica del grattaggio e l'utilizzo della sorbona sono metodi distruttivi in quanto prevedono il prelievo della fauna e flora presenti sul fondo. Le due tecniche vengono di seguito descritte:

Grattaggio

La tecnica, che consiste nell'asportazione di tutto il popolamento presente sulla superficie di campionamento prefissata (20 cm × 20 cm per gli studi bionomici in Mediterraneo), viene utilizzata principalmente per il campionamento quantitativo degli organismi sessili. Si utilizza uno scalpello ed un mazzuolo di 2-4 kg di peso ed il materiale viene raccolto in sacchetti di tela o plastica delle dimensioni di almeno 40 cm × 50 cm. Il campionamento viene effettuato da una coppia di operatori subacquei, uno dei quali effettua il grattaggio avendo cura di asportare completamente la componente biotica, compresa la porzione incrostante e/o calcificata adesa al substrato roccioso. Per meglio individuare la superficie da asportare può

essere utilizzata una cornice quadrata di riferimento in plastica o metallo. Il secondo operatore deve occuparsi di raccogliere tutto il materiale asportato all'interno del sacchetto. In caso di campionamento su substrato verticale, occorre fare particolare attenzione nel mantenere il sacchetto ben adeso alla parete rocciosa immediatamente sotto il punto di lavoro dell'altro operatore, in modo da evitare la perdita di materiale. Una volta terminato il campionamento, il sacchetto deve essere chiuso con un elastico dopo aver eliminato l'acqua in eccesso.

Sorbona

La sorbona è costituita da un tubo rigido (in genere in PVC) collegato tramite una frusta e un riduttore di pressione ad una bombola di aria compressa. È uno strumento utilizzato principalmente per il campionamento quantitativo degli organismi vagili. Pur essendo con diametro e lunghezza variabile a seconda del tipo di substrato di campionamento e del tipo di organismi da prelevare, la sorbona viene solitamente costruita con una lunghezza di almeno 80-100 cm ed un diametro interno che varia tra 5 e 8 cm (Benson, 1989).

Il funzionamento dello strumento sfrutta la depressione che si crea all'interno della sorbona dovuta alla trazione verticale dell'aria che, risalendo verso la superficie, si trascina tutto ciò che non è saldamente ancorato al fondo. Per un corretto funzionamento, il tubo deve essere mantenuto in una posizione il più possibile perpendicolare rispetto al fondo e comunque con la parte distale (da dove deve fuoriuscire l'aria) sempre più elevata rispetto alla "bocca" che viene mantenuta in prossimità della superficie da campionare. Alla parte distale viene collegata un retino, con luce di maglia variabile in relazione al tipo di organismi che si vogliono campionare (generalmente 400 μm), che permette la raccolta del materiale. Alla fine dell'utilizzo, prima di chiudere il flusso di aria, occorre mettere il tubo in posizione orizzontale e bloccare la retina per evitare la ricaduta nel tubo aspirante del materiale raccolto.

Le sorbone utilizzate per gli studi di carattere bio-ecologico, a differenza di quelle utilizzate per la movimentazione di grossi volumi di sedimento, sono di dimensioni ridotte, capacità aspirante limitata e facilmente gestibili in autonomia da operatori subacquei. L'utilizzo di questo tipo di sorbone è fortemente limitato dall'autonomia dell'aria nella bombola dedicata alla loro alimentazione, dunque, soprattutto quando si lavora a maggiori profondità, sarà necessario programmare attentamente il numero di campioni che è possibile raccogliere.

Sui prelievi ottenuti da grattaggio o da sorbona, in laboratorio viene effettuata la cernita (sorting), cioè la separazione degli organismi per specie o almeno, preliminarmente, per grandi taxa. Successivamente si procede all'esame dei campioni al binocolare e/o al microscopio per la determinazione delle specie. L'abbondanza di ciascuna specie può essere espressa in vari modi, tra i più utilizzati abbiamo per gli organismi vagili il numero di individui e per gli organismi sessili la biomassa che può essere espressa in peso fresco o peso secco (ottenuto dopo essiccazione in stufa) o il ricoprimento che si ottiene come percentuale di superficie occupata dalla proiezione ortogonale dell'organismo rispetto alla superficie totale campionata.

2.3. Campionamento fotografico o video

La fotografia viene utilizzata da tempo nelle indagini ecologiche e vanta una standardizzazione operativa maggiore rispetto alla videoripresa, che ha subito un incremento di utilizzo in tempi più recenti soprattutto grazie all'avvento di apparecchi sempre più maneggevoli ed incredibilmente performanti (es. action-cam).

Il campionamento deve essere effettuato utilizzando una fotocamera digitale con una risoluzione minima di 16 megapixels. La fotocamera può essere munita di un riquadratore fisso, oppure può essere utilizzata in abbinamento ad una cornice che funga da riferimento per poter fotografare sempre la stessa superficie; in quest'ultimo caso, un operatore posiziona la cornice sulle superfici da campionare e l'altro effettua le foto garantendo sempre la medesima distanza ed il parallelismo dell'obiettivo rispetto al fondo. Ciò può essere ottenuto utilizzando un distanziatore rigido oppure inquadrando la cornice avendo l'accortezza di allinearla perfettamente ai margini del monitor o del mirino della fotocamera. La lunghezza focale dell'obiettivo deve essere mantenuto fisso per garantire a tutti i campioni lo stesso rapporto di ingrandimento. Anche il sistema di illuminazione deve essere adeguato: è sempre consigliabile l'utilizzo di almeno un flash dotato di braccio mobile o di un illuminatore di potenza minima pari a 1.200 lumens = circa 100 watt.

Analisi delle immagini

Gli organismi facilmente identificabili dalle immagini possono essere considerati a livello di taxa, mentre per gli organismi per i quali non è possibile un'identificazione sicura possono essere impiegati i gruppi morfologici. Per ottenere la copertura dei principali taxa/gruppi morfologici si possono utilizzare differenti metodi. Si possono analizzare le immagini sovrapponendo ad esse una griglia di quadrati o una nuvola di punti equidistanti. Nel primo caso si divide l'immagine in sub-quadrati (in genere 25 per studi più speditivi, o 100 per studi che richiedono una maggiore precisione) e si stima la copertura % di ciascun taxon/gruppo all'interno di ciascuno di essi. La copertura totale del taxon/gruppo in ciascuna cornice sarà pari alla somma dei valori ottenuti in ciascun sub-quadrato. La somma dei dati ottenuti per tutti i taxa/gruppi presenti deve essere sempre pari a 100. Con il metodo dei punti si dispongono 100 punti sopra l'immagine e si contano quanti punti si sovrappongono a ciascun taxon/gruppo.

Le immagini possono essere analizzate anche mediante software specifici quali ImageJ, photoQuad, etc. Il programma ImageJ consente di analizzare i dati fotografici mediante il metodo del mosaico a patches. Ogni taxon o gruppo viene scontornato e l'area così ottenuta colorata con un colore specifico. Il risultato di questa operazione genera un mosaico eterogeneo di macchie di diversa grandezza e colore, al fine di consentire una discriminazione tra specie presenti nella superficie fotografata. Il software calcola la superficie di ciascuna chiazza permettendo di ottenere per somma la copertura in cm² di ciascun taxon/gruppo.

2.4. Campionamento visivo

Il censimento visivo (*visual census*) comporta il riconoscimento degli organismi sott'acqua, e pertanto può essere effettuato solo da sommozzatori scientifici esperti. Nel rilevamento visivo l'attenzione è rivolta principalmente alle specie cospicue, si tratta di specie non criptiche e sufficientemente grandi da poter essere facilmente riconosciute ed identificate in immersione. Questa tecnica può essere proficuamente adottata per lo studio quali – quantitativo dei popolamenti bentonici, per analizzare la loro variabilità spaziale e temporale ed eseguire valutazioni di impatti sull'ambiente. Tuttavia, per indagini nelle quali è necessaria una più completa conoscenza della composizione in specie dei popolamenti occorrerà ricorrere anche ad un adeguato numero di prelievi diretti.

I principali metodi di campionamento visivo sono:

1. Rilevamento lungo percorsi stabiliti (trasetti)
2. Rilevamento puntiforme in un sito specifico (quadrati).

Transetto

Il termine deriva dalla traduzione del termine inglese *transect*, derivante da *trans-* e *secare* (tagliare) e può indicare sia una linea di riferimento di lunghezza definita sia il metodo di campionamento che utilizza tale riferimento. Infatti, il transetto può essere utilizzato anche solo per posizionare stazioni di campionamento all'interno delle quali è possibile utilizzare altri strumenti, ma nel rilevamento visivo esso rappresenta lo strumento mediante il quale i dati vengono raccolti.

Il transetto consiste generalmente in una cordella metrata, una bindella da cantiere o una catenella, posta sul fondo, lungo la quale si contano e/o misurano gli organismi presenti al di sotto, o in una fascia d'ampiezza definita ai due lati della linea stessa. La cima deve essere stesa seguendo quanto più possibile il profilo del fondo, entrambe le estremità (caposaldi) devono essere assicurate fermamente al substrato. L'orientamento del transetto rispetto alla linea di costa dipende dal tipo di studio da effettuare. Un transetto perpendicolare alla costa (transetto di profondità o *depth transect*), massimizza la variabilità ambientale ed è adatto per studi bionomici mirati a descrivere la zonazione dei popolamenti (Bianchi *et al.*, 1991); un transetto posto parallelamente alla costa (transetto orizzontale), e quindi a profondità costante, minimizza la variabilità ambientale e consente di studiare la composizione quali-quantitativa di un popolamento specifico (Loya, 1978).

Il rilevamento lungo un transetto può essere effettuato mediante 4 differenti tecniche (Bianchi *et al.*, 2004b) (Figura 2):

1. Line Intercept Transect (LIT)
2. Point Intercept Transect (PIT)
3. Chain Transect (CT)
4. Belt Transect (BT)

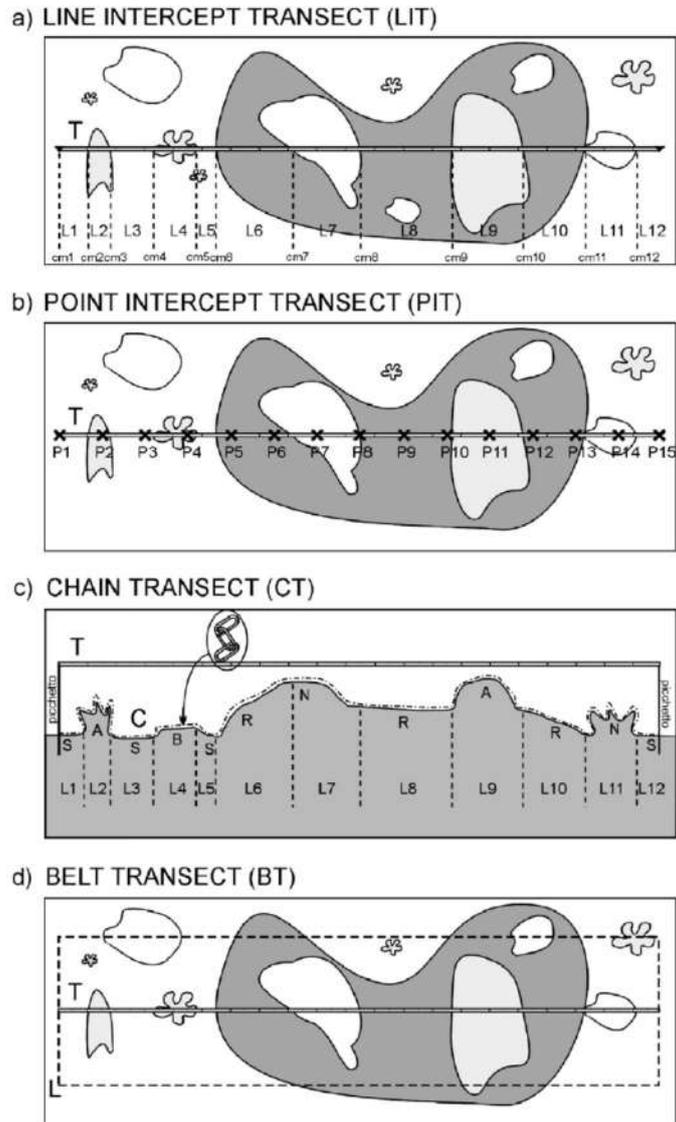


Figura 2. Rappresentazione schematica di diversi tipi di transetti. Da Bianchi *et al.* (2004b).

Per il LIT si usa una cordella centimetrata come riferimento lungo la quale viene registrata l'intercetta al centimetro in ogni punto in cui cambia il tematismo sotto la cima. La misura di ogni tematismo (L) è la distanza tra le intercette registrate, e viene ricavata per differenza (Figura 2). Per calcolare la copertura percentuale (C%) di ogni tematismo X lungo un transetto di lunghezza T, si applica la formula: $Cx\% = Lx/T \times 100$
 Le lunghezze T più frequentemente utilizzate sono 10 m e 20 m.

Il PIT prevede che sia identificato l'organismo (al livello di risoluzione tassonomica più elevata possibile) o il tipo di substrato che si trova in corrispondenza di punti a distanza predeterminata lungo la cima. Il numero di punti deve essere stabilito in modo da fornire un buon compromesso tra velocità di campionamento e rappresentatività del campione, oltre che in base alla lunghezza della cima. Le distanze tra punti di rilevamento più frequentemente riportate in letteratura sono

di 20 e 50 cm (Rogers *et al.*, 1994). Per ottenere la percentuale di ricoprimento di un organismo X (Rx%) si applica la formula: $Rx\% = P_x/P_{tot} \times 100$

Dove P_x corrisponde al numero di punti in corrispondenza dei quali è stato trovato X e P_{tot} è il numero totale di punti di rilevamento lungo il transetto.

Nel CT la cima non segue le asperità del fondo, ma viene tesa tra due picchetti. In corrispondenza della cima tesa si appoggia sul fondo, seguendone quanto più possibile il profilo, una catena per tutta la lunghezza del transetto. Contando lungo il transetto il numero degli anelli di lunghezza conosciuta si ottengono per i diversi organismi dati di copertura percentuale e abbondanza e si può calcolare la "rugosità" del substrato, in base al rapporto tra la lunghezza della catena (C) e del transetto (T) ($Rugosità = C/T$).

La percentuale di ricoprimento di un organismo X (Rx%) si ottiene dividendo il numero di anelli che lo ricoprono (A_x) per il numero totale di anelli della catena usata per coprire la distanza del transetto (A_{tot}):

$$Rx\% = A_x/A_{tot} \times 100$$

Nel BT si usa la cima metrata come riferimento e si contano gli organismi all'interno di una fascia di ampiezza variabile in genere compresa tra 2 e 5 m. Con il BT è possibile ottenere dati di densità degli organismi nell'area esaminata pari a $W \times T$ dove W = ampiezza della fascia e T = lunghezza del transetto.

Quadrato

La tecnica consiste nel posizionare una cornice di forma quadrata sul substrato e nel rilevare gli organismi sessili all'interno. Le dimensioni della cornice generalmente variano da 0,2 m a 1 m di lato e la scelta dipende dalle dimensioni e tipologia di distribuzione degli organismi da studiare. È utile che il quadrato sia suddiviso al suo interno, per mezzo di una serie di cimette, in quadrati più piccoli (solitamente 25 quadratini) che fungono da riferimento per i rilevamenti visivi quantitativi. Con il quadrato è possibile ottenere dati di: 1) conteggi degli individui (ottenendo poi la densità per m²); 2) stima del ricoprimento percentuale, stimando ad occhio il ricoprimento all'interno di ogni singolo quadratino e riportando poi al totale; 3) valutazioni di frequenza, contando il numero di quadratini interni in cui ogni specie è presente rapportati al totale di quadratini); 4) limitarsi alla semplice presenza/assenza.

Stimare il ricoprimento di ogni specie presente in un quadrato richiede molto tempo. In alternativa, per velocizzare il rilevamento, si può assegnare a ogni specie un punteggio da 0 a 4 in ogni quadratino (Fraschetti *et al.*, 2001): 0 in caso di totale assenza; 1 se la specie copre circa 1/4 della superficie del quadratino; 2 se il ricoprimento interessa circa 1/2 della superficie; 3 se il ricoprimento è intorno ai 3/4; 4 se la specie occupa praticamente tutto il quadratino. Con il simbolo "+" (cui in fase di elaborazione si attribuisce generalmente il valore convenzionale di 0,5) si indica una presenza con ricoprimento trascurabile (inferiore a 1/4 di quadratino). I valori finali vengono poi sommati per tutti i quadrati ed espressi come percentuale.

2.5. Indici ecologici

Per valutare la qualità ecologica del coralligeno sono stati formulati diversi indici che, data la naturale complessità di questo habitat, utilizzano approcci differenti in grado di fornire informazioni a vari livelli (Bavestrello *et al.*, 2016). L'indice EBQI (Ruitton *et al.*, 2015) si basa su un approccio di tipo ecosistemico in cui le diverse componenti funzionali del coralligeno sono identificate e per ciascuna di esse è misurato un indice di stato. Gli indici CAI (Deter *et al.*, 2012) ed ESCA (Cecchi *et al.*, 2014) sono entrambi basati su un approccio di tipo biocenotico, dove la comunità del coralligeno viene investigata in termini di composizione, abbondanza e sensibilità delle specie alla qualità delle acque. L'indice COARSE (Gatti *et al.*, 2015) utilizza un approccio paesaggistico al fine di determinare l'integrità del fondale. Altri indici recentemente proposti sono l'indice OCI (Paoli *et al.*, 2016), che combina misure di complessità strutturale e funzionale; l'INDEX-COR (Sartoretto *et al.*, 2015), che integra diverse metriche al fine di determinare l'impatto delle attività umane; l'indice ISLA (Montefalcone *et al.*, 2017) che è basato su un approccio biocenotico e valuta lo stato ecologico del coralligeno attraverso lo studio dell'abbondanza di specie con diversa sensibilità rispetto a stress e disturbi di origine antropica.

La procedura STAR (Piazzi *et al.*, 2018), infine, nasce dalla revisione della letteratura prodotta dalla comunità scientifica fino al 2017 nella quale i popolamenti coralligeni superficiali (entro i 40 m di profondità) sono stati usati come indicatori

biologici dello stato ambientale secondo quanto richiesto dalle più recenti direttive europee. La procedura si propone di ottimizzare lo sforzo di campionamento, selezionare i descrittori ecologici più efficienti nel valutare le risposte dei popolamenti coralligeni agli stress antropogenici ed, infine, sintetizzare tutte le informazioni in una procedura di campionamento integrata e standardizzata che permetta il rilevamento di dati utili all'applicazione di differenti indici ecologici (ESCA, COARSE e ISLA)

Agli indici sopra menzionati, elaborati per lo studio del coralligeno, ne vanno aggiunti altri che si riferiscono a popolamenti diversi ma sempre riconducibili all'habitat 1170. Ad esempio, le esplorazioni condotte mediante ROV nella fascia più profonda del circalitorale, tra 80 e 150 m di profondità, hanno messo in evidenza la presenza di popolamenti megabentonici su fondi duri con copertura di corallinacee assimilabili a formazioni coralligene profonde (Bo *et al.*, 2012). Tali indagini si focalizzano quasi esclusivamente sui popolamenti dello strato elevato, dominati da grandi antozoi arborescenti che creano delle imponenti strutture tridimensionali, spesso indicate con il nome di "coral gardens". Per la valutazione dello stato ecologico di questi popolamenti è stato elaborato l'indice MAES (*Mesophotic Assemblages Ecological Status Index*), basato su un approccio di tipo paesaggistico che utilizza fotografie e video ottenuti tramite ROV (Canovas-Molina *et al.*, 2016). L'indice è costruito tenendo conto della struttura della comunità, dello stato delle specie erette dominanti e della presenza di segni visibili di impatti umani.

L'indice CARLIT (Ballesteros *et al.*, 2007), invece, è stato proposto per lo studio e la valutazione ecologica delle coste rocciose superficiali.

Altri indici valutano lo stato ecologico delle acque di transizione e costiere (EEI, Orfanidis *et al.*, 2003) oppure l'impatto delle specie aliene sulle comunità bentoniche ALEX (Cinar e Bakir, 2014).

Di seguito vengono trattati in maggior dettaglio alcuni degli indici sopra menzionati che si ritiene possano essere utilmente adottati nei programmi di monitoraggio dell'habitat 1170 presso le isole di Capraia e Giannutri:

CARTOGRAFIA LITORALE (CARLIT)

Il CARLIT (*Cartography of littoral and upper sublittoral benthic communities*) (Ballesteros *et al.*, 2007) è uno dei metodi più ampiamente utilizzati per il monitoraggio delle comunità bentoniche (dominate dalle macroalghe) che popolano la frangia infralitorale. Utilizzato già da molti anni per le attività di monitoraggio relative all'implementazione della Direttiva Quadro sulle Acque (2000/60/CE), tale metodo può fornire un utile contributo a migliorare le conoscenze su distribuzione e stato di salute dei popolamenti macroalgali superficiali (La Mesa *et al.*, 2019).

Il CARLIT si basa sull'osservazione diretta delle comunità macroalgali superficiali, effettuata costeggiando con una piccola imbarcazione tratti di costa predefiniti. Tra gli elementi floristici presi in esame dal CARLIT, la presenza di alcune specie del genere *Cystoseira* (*C. amentacea* e *C. mediterranea*) e la relativa abbondanza esercitano un ruolo di primaria importanza. Il metodo non prevede la raccolta sistematica di campioni, ad eccezione dei casi in cui si hanno dubbi nell'identificazione delle specie. La registrazione dei dati avviene utilizzando un supporto cartografico, ovvero una fotografia aerea, georeferenziata o no, ad alta risoluzione e possibilmente a colori, per individuare i punti di riferimento. Per ogni tratto di costa indagato, si annotano le comunità dominanti ed alcune informazioni sulla morfologia costiera (in base a categorie prefissate). Ciò per suddividere il tratto di costa in unità di campionamento o settori omogenei, sia per quanto riguarda la comunità che le caratteristiche geomorfologiche, di linea di costa. Si può quindi procedere al calcolo del Valore di Qualità Ecologica (*Ecological Quality Value* o EQV) e, successivamente, al Rapporto di Qualità Ecologica (*Ecological Quality Ratio* o EQR) ed al corrispondente Stato ecologico (SE) (Ballesteros *et al.*, 2007).

Perché l'area di indagine possa essere considerata idonea all'applicazione del metodo, essa deve essere costituita principalmente da scogliere, non necessariamente continue. Le zone rocciose devono essere costituite almeno per il 70% da substrati naturali. Il metodo, basato sul campionamento visuale delle comunità algali superficiali, deve essere applicato in primavera, periodo di massimo sviluppo delle specie cospicue. La finestra temporale considerata favorevole è, in generale, quella compresa tra i mesi di aprile e giugno.

Le comunità superficiali di substrato roccioso dominate da macroalghe rispondono ai cambiamenti delle condizioni ambientali in tempi relativamente brevi e per questo motivo sono particolarmente adatte al monitoraggio dello stato ecologico (SE) delle acque costiere. Le perturbazioni antropiche di diverso genere provocano cambiamenti nelle comunità

delle scogliere superficiali: le macroalghe brune strutturanti (Fucales) tendono a scomparire, mentre le specie tolleranti allo stress (es. feltri di Corallinales articolate) diventano dominanti in situazioni di moderato disturbo. In caso di disturbo di grande intensità e durata si affermano principalmente specie opportuniste (es. Ulvales, cianobatteri). Molti studi hanno descritto questa tendenza in diverse aree, evidenziando come tali processi possano essere considerati comuni e paragonabili a scala mediterranea, seguendo una dinamica generale (es: Arevalò *et al.*, 2007; Pinedo *et al.*, 2007; Mangialajo *et al.*, 2008). Il metodo CARLIT si basa dunque sulla tendenza generale, riscontrata nella risposta delle comunità superficiali dominate da macroalghe, al disturbo antropico: i dati presenti in letteratura, confermati e completati da studi specifici e dal giudizio di esperti, sono stati tradotti in valori di sensibilità associati alle comunità caratteristiche delle scogliere superficiali.

Una prima tabella delle categorie è stata proposta da Ballesteros *et al.* (2007) per l'applicazione catalana. In vista dell'applicazione su scala nazionale italiana, e dell'estensione del CARLIT al Mar Ionio ed al Sud Adriatico, tale tabella è stata completata sulla base delle realtà presenti nelle regioni italiane. La tabella aggiornata, comprendente i valori di sensibilità associati ad ogni categoria, è riportata in Tabella 5.

Raccolta dati

Lo strumento base per una corretta applicazione del metodo CARLIT è il supporto cartografico, che può essere costituito da una fotografia aerea stampata su carta plastificata, oppure da sistemi palmari muniti di software mobile GIS, mediante il quale effettuare la cartografia del litorale. È consigliabile, altresì, di effettuare un rilievo fotografico dei popolamenti/cinture più significativi riscontrati nei settori campionati, mediante fotocamera digitale se possibile munita di GPS data logger.

La raccolta dei dati viene effettuata seguendo la costa da una piccola imbarcazione, ad una distanza di circa 3-4 m. Sul supporto cartografico, si annotano le comunità caratteristiche delle scogliere superficiali (Tabella 5) rilevate e le situazioni geomorfologiche rilevanti (SGR) corrispondenti alle comunità osservate.

Le unità di campionamento sono settori omogenei, sia per quel che riguarda la comunità che le caratteristiche geomorfologiche, di linea di costa. I dati possono essere raccolti in due modi (cartografia in continuo e cartografia per settori) e di conseguenza le unità di campionamento (settori) possono avere lunghezza variabile o fissa. Sia in caso di cartografia in continuo (opzione da prediligere) che in quello per settori, l'unità minima di campionamento è di 50 metri.

a) *Cartografia in continuo*: il supporto cartografico è costituito da una fotografia aerea, non necessariamente georeferenziata. Le discontinuità tra comunità e/o tra le SGR segnano i limiti delle unità di campionamento, che sono quindi di lunghezza variabile. Non viene considerata la variabilità spaziale a scala inferiore ai 50 m. Tale tipo di cartografia è particolarmente rapido e permette di coprire aree molto vaste.

b) *Cartografia per settori*: il supporto cartografico è costituito da una fotografia aerea georeferenziata a cui è sovrapposta la linea di costa suddivisa *a priori* in settori di lunghezza fissa (lunghezza minima del settore 50 m). Per ogni settore si annota la comunità osservata e la corrispondente SGR. Questo tipo di cartografia, più laborioso al momento del campionamento, risulta più agevole in sede di inserimento e di trattamento dei dati.

Tabella 5. Valori di sensibilità associati alle comunità caratteristiche delle scogliere superficiali.
Da Mangialajo L., Sartoni G., Giovanardi F., 2008.

	Categoria	Descrizione	Valore di sensibilità
	Trottoir	Concrezioni a marciapiede ("trottoir") di <i>Lithophyllum byssoides</i> (<i>L. trochanter</i> e <i>Dendropoma</i>)	20
Con popolamenti a <i>Cystoseira</i>	<i>Cystoseira brachycarpa/crinita/elegans</i>	Popolamenti a <i>C. brachycarpa/crinita/elegans</i>	20
	<i>Cystoseira</i> in zone riparate	Popolamenti a <i>Cystoseira barbata/foeniculacea/humilis/spinosa</i>	20
	<i>Cystoseira amentacea/mediterranea</i> 5	Cinture continue a <i>C. amentacea/mediterranea</i>	20
	<i>Cystoseira amentacea/mediterranea</i> 4	Cinture quasi continue a <i>C. amentacea/mediterranea</i>	19
	<i>Cystoseira amentacea/mediterranea</i> 3	Popolamenti abbondanti a <i>C. amentacea/mediterranea</i>	15
	<i>Cystoseira amentacea/mediterranea</i> 2	Popolamenti scarsi a of <i>C. amentacea/mediterranea</i>	12
	<i>Cystoseira compressa</i>	Popolamenti a <i>C. compressa</i>	12
	<i>Cystoseira amentacea/mediterranea</i> 1	Rare piante isolate di <i>C. amentacea/mediterranea</i> **	10
Senza popolamenti a <i>Cystoseira</i>	Dictyotales/Stypocaulaceae	Popolamenti a <i>Padina/Dictyota/Dictyopteria/Taonia/Stypocaulon</i>	10
	Corallina	Popolamenti a <i>Corallina elongata</i>	8
	Corallinales incrostanti	Popolamenti a <i>Lithophyllum incrustans, Neogoniolithon brassica-florida</i> e altre Corallinales incrostanti	6
	Mitili	Popolamenti a <i>Mytilus galloprovincialis</i> (Mitilaie)	6
	<i>Pterocladia/Ulva/Schizymenia</i>	Popolamenti misti a <i>Pterocladia/Ulva/Schizymenia</i>	6
	<i>Ulva/Cladophora</i>	Popolamenti a <i>Ulva</i> e/o <i>Cladophora</i>	3
	Cianobatteri/Derbesia	Popolamenti dominate da Cyanobacteria e/o <i>Derbesia tenuissima</i>	1
Fanerogam	<i>Posidonia</i> - récif	Formazioni affioranti di <i>Posidonia oceanica</i> ("récif")	20
	<i>Cymodocea nodosa</i>	Praterie superficiali di <i>Cymodocea nodosa</i>	20
	<i>Nanozostera nolii</i>	Praterie superficiali di <i>Nanozostera nolii</i>	20

* Formazioni organogene tipiche della Sicilia e di altre regioni del Sud Italia.

** In caso di presenza di rare piante isolate di *C. amentacea/mediterranea*, si annota anche la comunità dominante (valore di sensibilità risultante: valore medio).

Comunità

Sulla base delle categorie riportate in Tabella 5, per ogni settore si annota la comunità dominante nella zona superficiale. Ad eccezione delle concrezioni a marciapiede (trottoir) di Corallinales (e vermeti), non vengono prese in considerazioni le comunità tipiche del mesolitorale.

Essendo la maggior parte delle specie appartenenti al genere *Cystoseira* sensibili a diversi tipi di impatto antropico, la loro presenza è sintomo di elevata qualità ecologica. Per questo motivo la presenza di popolamenti a *Cystoseira* è generalmente associata ai valori di sensibilità massimi (fa eccezione *C. compressa*, specie considerata più tollerante, Mangialajo *et al.*, 2008).

Le cinture a *Cystoseira amentacea* e *C. mediterranea*, tipiche della frangia infralittorale nelle zone esposte al moto ondoso, possono essere più o meno dense e continue, anche in funzione dell'entità di un eventuale disturbo antropico. Sono stati identificati cinque stati delle cinture a *C. amentacea* e *C. mediterranea* a cui sono associati diversi valori di sensibilità: il valore massimo è associato unicamente ai popolamenti densi e continui (*Cystoseira* 5) mentre quello minimo alla presenza di pochi talli isolati (*Cystoseira* 1). In quest'ultimo caso si annota anche la comunità dominante (tra: Dictyotales/Stypocaulacee, *Corallina*, Corallinales incrostanti, Mitili, *Pterocladia/Schizymenia/Ulva*, *Ulva* e/o *Cladophora*, Cianobatteri e/o *Derbesia tenuissima*). Il valore di sensibilità risultante sarà il valore medio tra *Cystoseira* 1 e quello della comunità dominante.

Per quel che riguarda le fanerogame, è importante tener presente che tali popolamenti devono essere considerati solo quando presenti in formazioni affioranti nello strato d'acqua più superficiale e comunque in zone prevalentemente rocciose).

Caratteristiche geomorfologiche

Le caratteristiche geomorfologiche della linea di costa possono influire sulla distribuzione dei popolamenti macroalgali. Ad esempio, falesie alte con zona di battigia strapiombante ed esposte a nord saranno sottoposte ad un'illuminazione inferiore rispetto alle scogliere basse, orizzontali ed esposte a sud. È quindi necessario tener conto della variabilità della costa. Ballesteros et al. (2007), hanno considerato, per le zone studiate, 6 caratteristiche geomorfologiche: morfologia, costituzione pendenza, orientazione, tipo ed esposizione al moto ondoso (Tabella 6). Di queste, in seguito ad analisi multivariata, due sono state considerate le più influenti (morfologia e tipo di substrato) e, sulla base delle loro combinazioni, sono state definite 6 situazioni geomorfologiche rilevanti.

Ad oggi, in merito alle SGR da considerare nel calcolo dell'indice CARLIT per le coste italiane, si utilizzano le sei SGR indicate da Ballesteros et al. (2007), ovvero:

- Blocchi metrici (dell'ordine di grandezza del metro, ovvero che si possono muovere in caso di tempesta, isolati o da falesia crollata), BM;
- Falesia bassa (ben illuminata), FB;
- Falesia alta (presenza di zone d'ombra), FA;

ciascuna nella variante di tipo Naturale o Artificiale.

Tabella 6. Caratteristiche geomorfologiche utilizzate per definire le situazioni geomorfologiche rilevanti.

Da Mangialajo L., Sartoni G., Giovanardi F., 2008.

1- Morfologia della costa	Codice
a. Blocchi metrici	BM
b. Falesia bassa	FB
c. Falesia alta	FA
2- Inclinazione della frangia infralitorale	Codice
a. Orizzontale (0-30°)	O
b. Sub-verticale (30-60°)	SV
c. Verticale(60-90°)	V
d. Strapiombante	St
3- Orientazione della costa	Codice
a. Nord	N
b. Nord-Est	NE
c. Est	E
d. Sud-Est	SE
e. Sud	S
f. Sud-Ovest	SO
g. Ovest	O
h. Nord-Ovest	NO
4- Grado di esposizione all'idrodinamismo	Codice
a. Esposto	E
b. Calmo	C
5- Tipo naturale artificiale	Codice
a. Naturale	N
b. Artificiale	A

Quantificazione dello stato ecologico (SE)

Il metodo CARLIT permette di quantificare lo SE tramite semplici calcoli.

In un primo momento viene quantificato il valore di qualità ecologica (Ecological Quality Value, EQVcalc) in ogni area di indagine per ogni situazione geomorfologica rilevante.

L'EQVcalc corrisponde alla media pesata dei valori di sensibilità delle comunità riscontrate, in funzione della lunghezza della costa (calcolata tramite GIS nel caso della cartografia in continuo) o del numero di settori (cartografia per settori).

I valori di qualità ecologica calcolati secondo la stessa procedura nei siti di riferimento, per ogni categoria geomorfologica rilevante (EQV_{rif}) (Tabella 7), permettono di calcolare il Rapporto di Qualità Ecologica (Ecological Quality Ratio, EQR):

$$EQR = \frac{\sum \frac{EQV_{calc} * l_i}{EQV_{rif}}}{\sum l_i}$$

dove l_i rappresenta la lunghezza della linea di costa interessata dalla situazione geomorfologica rilevante i ed è espressa in metri (cartografia in continuo) o in numero di settori (cartografia per settori). L'EQR è quindi un valore adimensionale compreso tra 0 e 1 e permette di classificare le aree di indagine secondo lo SE (5 classi, da elevato a pessimo). I limiti delle classi di SE proposti da Ballesteros *et al.* (2007) sono riportati in Tabella 8.

Tabella 7. EQV di riferimento.

Situazione geomorfologica rilevante	EQV _{rif}
Blocchi naturali	12,2
Scogliera bassa naturale	16,6
Falesia alta naturale	15,3
Blocchi artificiali	12,1
Struttura bassa artificiale	11,9
Struttura alta artificiale	8,0

Tabella 8. Limiti delle classi di SE proposti da Ballesteros *et al.*, 2007.

EQR	SE
> 0,75-1	Elevato
> 0,60-0,74	Buono
> 0,40-0,59	Sufficiente
> 0,25-0,39	Scarso
0-0,24	Cattivo

ECOLOGICAL STATUS OF CORALLIGENOUS ASSEMBLAGES INDEX (ESCA)

L'indice ESCA considera la comunità algale del coralligeno in termini di abbondanza, composizione e sensibilità delle specie in relazione alla qualità delle acque marine costiere (Cecchi *et al.*, 2014; Piazzini *et al.*, 2017).

In ciascun sito di studio vengono scelte tre aree di 4 m² su substrato verticale alla profondità di circa 35 m. In ogni area vengono campionate 10 superfici di 0,2 m² mediante tecniche fotografiche. L'analisi delle immagini ottenute viene effettuata attraverso tecniche, elencate nel precedente Paragrafo 2.3 di questo documento, che permettono la valutazione della copertura dei principali taxa e/o gruppi morfologici degli organismi bentonici.

L'indice è stato sviluppato in accordo alla Water Framework Directive (EU, 2000) definendo lo stato ecologico delle acque marine come Rapporto di Qualità Ecologica (EQR = Ecological Quality Ratio).

Il calcolo dell'indice ESCA viene effettuato attraverso la definizione dei seguenti descrittori del popolamento algale:

1. Qualità dei taxa presenti: Sensitivity Level (il cui EQV_{SL} è calcolato associando ad ogni gruppo o taxon un valore da 1 a 10 e moltiplicando tale valore per la propria classe di abbondanza);
2. Diversità alpha: Numero medio di taxa o gruppi presenti in ciascun campione (= EQV_α);
3. Diversità beta: Eterogeneità dei popolamenti (il cui EQV_β è valutato attraverso il calcolo della PERMDISP - Permutational Dispersion Analysis) (Anderson, 2006).

Per ciascun descrittore si calcola l'EQR (Environmental Quality Ratio) come rapporto tra il valore di EQV (Environmental Quality Values) ottenuto nel sito (EQV_{SL}, EQV_α, EQV_β) e il valore degli EQV nei siti di riferimento. I valori di riferimento

utilizzati si riferiscono alla media dei valori ottenuti in un periodo di tre anni in un'area considerata ad impatto pressoché nullo all'interno della stessa bioregione. Infine, l'EQR di ciascun sito di interesse è calcolato come la media tra gli EQR ottenuti per ciascun descrittore $(EQR_{SL} + EQR_{\alpha} + EQR_{\beta})/3$ ed ogni sito è classificato in base alle seguenti cinque classi di qualità ecologica: 0-0,20 cattiva; 0,21-0,40 scarsa; 0,41-0,60 sufficiente; 0,61-0,80 buona; 0,81-1,0 elevata.

CORALLIGENOUS ASSESSMENT BY REEFSCAPE ESTIMATE (COARSE)

L'indice COARSE (Gatti *et al.*, 2012, 2015) è ottenuto attraverso il rilevamento visivo speditivo (RVA, Rapid Visual Assessment) sul coralligeno. Rispetto al rilevamento fotografico quello visivo presenta alcuni vantaggi (es. risoluzione flessibile, possibilità di rilevare organismi difficilmente individuabili in fotografia, possibilità di misurazioni e prelievi) (Parravicini *et al.*, 2009) dimostrandosi comunque efficienti in diversi protocolli di monitoraggio subacqueo come il Reef Check (Hodgson, 1999). L'indice, oltre alla ricchezza specifica delle specie cospicue ed alla copertura biotica, tiene in considerazione la struttura tridimensionale del coralligeno, che è tipicamente composto da tre strati:

1. strato basale, costituito da organismi incrostanti o di piccola taglia (<1 cm)
2. strato intermedio, con organismi caratterizzati da una crescita in altezza moderata (da 1 a 10 cm)
3. strato elevato, composto da individui massivi o arborescenti con crescita in altezza apprezzabile (> 10 cm).

In ciascun sito si effettuano una caratterizzazione geomorfologica *in situ*, 3 repliche di alcune misure mesologiche (profondità, elevazione dal fondo, pendenza ed esposizione del substrato) e 3 repliche di RVA ad una profondità fissa, su di una superficie di fondo pari a circa 2 m². All'interno di questa superficie sono stimati o misurati i seguenti 3 descrittori per ciascuno strato (Tabella 9):

- Strato basale: 1) copertura % di 5 categorie bentoniche (BC): encrusting calcified rhodophyta (ECR), non-calcified encrusting algae (NCEA), encrusting animals (EA), turf-forming algae and sediment (TURF/SED), 2) frequenza degli organismi perforanti espressa in tre classi di abbondanza: comuni, occasionali, assenti e 3) spessore e consistenza matrice calcarea misurate in millimetri con l'ausilio di un penetrometro a mano.
- Strato intermedio: 1) Lista di specie cospicue (ricchezza specifica = SR), 2) numero di organismi calcificati eretti (ECO) e 3) presenza Briozoi con diversa sensibilità agli inquinanti.
- Strato elevato: 1) copertura % taxa/gruppi, 2) altezza massima (MH) rilevata tra gli individui delle specie erette presenti in confronto con l'altezza massima conosciuta da letteratura per quelle specie (LMH) e 3) percentuale di superficie degli organismi in necrosi o ricoperta da epibionti (N).

A ciascun descrittore viene assegnato un punteggio di qualità da 1 a 3 (Tabella 7), e le medie ottenute per ciascun descrittore e per ciascuno strato vengono poi integrate nella formula finale del COARSE attraverso una media geometrica che fornisce il valore di qualità del sito, classificato infine con le seguenti 5 classi di qualità ecologica: 0-1,55 cattiva; 1,56-2,05 scarsa; 2,06-2,35 sufficiente; 2,36-2,55 buona; 2,56-3 elevata.

Il calcolo dell'indice COARSE può 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.

Tabella 9. Criteri per l'assegnazione dei punteggi di qualità per ciascun descrittore usato per il calcolo dell'indice COARSE, per ciascuna replica. Da Gatti *et al.*, 2015.

Basal layer	
Percent cover of BCs	1: TURF/SED 2: NCEA, AN 3: ECR
Thickness and consistency of calcareous layer	1: null penetration 2: penetration > 1 cm 3: penetration up to 1 cm
Borer marks	1: common 2: occasional 3: absent
Intermediate layer	
Specific richness (SR)	1: SR < 5 2: 5 ≤ SR ≤ 8 3: SR > 8
Erect calcified organisms (ECO)	1: ECO ≤ 1 2: 1 < ECO ≤ 3 3: ECO > 3
Sensitivity of bryozoans	1: <i>Myriapora truncata</i> 2: <i>Pentapora fascialis</i> , <i>Adeonella calveti</i> 3: <i>Smittina cervicornis</i> , <i>Reteporella grimaldii</i>
Upper layer	
Total cover of species	1: cover < 5% 2: 5% ≤ cover ≤ 25% 3: cover > 25%
Maximum height (MH)	1: MH < 0.3 LMH ^a 2: 0.3 LMH ≤ MH ≤ 0.6 LMH 3: MH > 0.6 LMH
Necrosis (N)	1: N > 75% 2: 10% ≤ N ≤ 75% 3: N < 10%

STANDARDIZED CORALLIGENOUS EVALUATION PROCEDURE (STAR)

La procedura STAR (Piazzi *et al.*, 2018) si propone di ottimizzare lo sforzo di campionamento, selezionare i descrittori ecologici più efficienti nel valutare le risposte dei popolamenti coralligeni agli stress antropogenici ed, infine, sintetizzare tutte le informazioni in una procedura integrata e standardizzata.

I descrittori utilizzati sono:

Tasso di sedimentazione. Può essere indirettamente valutato attraverso la percentuale di copertura del sedimento stimata dai campioni fotografici.

Concrezionamento delle formazioni calcaree. La misura dello spessore e consistenza delle formazioni calcaree può essere realizzata attraverso l'utilizzo di un penetrometro a mano eseguendo 6 repliche per ciascuna delle 3 aree da 4 m² distanti decine di metri. Il penetrometro, marcato con una scala millimetrica, deve essere spinto dall'operatore nella concrezione calcarea permettendone la misura diretta dello spessore. La stima ottenuta è semi quantitativa in quanto presuppone che l'operatore subacqueo eserciti sempre la medesima forza, tuttavia l'entità di tale forza non è misurabile. Una penetrazione nulla indica roccia dura e suggerisce o che il substarto biogenico sia assente oppure che il processo biocostruttivo non sia più attivo; una penetrazione dell'ordine di qualche millimetro indica la presenza di un'attività biocostruttiva attiva mentre una penetrazione dell'ordin di centimetri rivela aua biocostruzione non consolidata (Bianchi *et al.*, 2007).

Anthozoi eretti. Diverse attività umane che agiscono a livello locale come la pesca, l'ancoraggio o l'attività subacquea, possono danneggiare la fauna eretta (Bavestrello *et al.*, 1997; Di Camillo *et al.*, 2018; Linares *et al.*, 2010). Dunque, dove gli antozoi eretti sono elementi strutturanti del coralligeno, essi possono essere utilmente utilizzati come indicatori ecologici attraverso la misura di diverse variabili quali la dimensione (es. l'altezza media) e densità delle colonie e la presenza di necrosi o epibiosi (Cerrano *et al.*, 2014; Deter *et al.*, 2012; Gatti *et al.*, 2012; Gatti *et al.*, 2015; Kipson *et al.*, 2014).

Struttura dei popolamenti. I popolamenti coralligeni, normalmente caratterizzati da elevata biodiversità, in condizioni di stress mostrano una riduzione della ricchezza in specie (α Diversità). Tali popolamenti sono considerati molto sensibili alle pressioni esercitate dall'uomo e diversi studi hanno sottolineato profondi cambiamenti nella struttura del coralligeno sottoposto a vari tipi di stress (Balata *et al.*, 2005; Balata, Piazzì, & Benedetti-Cecchi, 2007; Balata, Piazzì & Cinelli, 2007; Gatti *et al.*, 2017; Gatti, Bianchi, Parravicini, *et al.*, 2015; Piazzì *et al.*, 2012; Piazzì, Gennaro, & Balata, 2011). Gli indicatori utilizzati nella valutazione della qualità delle scogliere coralligene sono diversi ed includono, tra gli indicatori di condizioni ambientali ottimali, i Briozoi eretti, gli Antozoi eretti e le macroalghe come le Udoteaceae, le Fucales e le Rhodophyta erette. Dunque, la presenza ed abbondanza di alcuni taxa/gruppi morfologici può essere considerato come il principale indicatore dello stato ecologico del coralligeno.

Recentemente è stato proposto un metodo per distinguere e misurare la sensibilità degli organismi sessili che prosperano nei popolamenti coralligeni (Montefalcone *et al.*, 2017). Un valore del livello di sensibilità (Sensitivity Level = SL) è stato assegnato a ciascun taxon/gruppo morfologico sulla base della sua abbondanza in aree soggette a diversi livelli di stress antropogenico, con valori di SL che variano tra 1 e 10, dove i valori più bassi corrispondono ad organismi più tolleranti ed i valori più alti ai più sensibili (Piazzì *et al.*, 2017) (Tabella 10).

Eterogeneità spaziale. I popolamenti coralligeni sono caratterizzati da una elevata variabilità a piccola scala spaziale e conseguentemente da alti valori di β Diversità (Abbiati *et al.*, 2009; Balata *et al.*, 2005; Ferdeghini *et al.*, 2000; Piazzì *et al.*, 2004, 2015; Ponti *et al.*, 2014). Questo andamento di distribuzione può essere collegato all'eterogeneità del substrato, che influenza il reclutamento e crea diversi microhabitat caratterizzati da condizioni fisiche diverse, e dalla competizione per lo spazio (Ballesteros, 2006). Sotto condizioni di stress la distribuzione degli organismi segue il gradiente di intensità del disturbo rendendo meno importanti i fattori di regolazione biotica. Inoltre, la perdita di specie perenni strutturanti e la proliferazione di alghe effimere porta ad una diffusa omogeneizzazione biotica e ad una conseguente riduzione di β Diversità.

Dunque, la β Diversità dei popolamenti può essere considerata un ottimo indicatore di pressione antropica sulle scogliere coralligene e può essere misurata in termini di dispersione multivariata calcolata sulla base della distanza dai centroidi attraverso analisi delle permutazioni (PERMDISP) (Anderson, 2006).

Tabella 10. Sensibilità dei principali taxa/gruppi morfologici in popolamenti coralligeni. (da Piazzì *et al.*, 2017).

Taxon/group	SL
Algal turf	1
Hydrozoans (e.g. <i>Eudendrium</i> spp.)	2
<i>Pseudochlorodesmis furcellata</i>	2
Perforating sponges (e.g. <i>Cliona</i> spp.)	2
Dyctiotales	3
Encrusting sponges	3
Encrusting bryozoans	3
Encrusting ascidians (also epibiotic)	3
Encrusting Corallinales, articulated Corallinales	4
<i>Peyssonnelia</i> spp.	4
<i>Valonia</i> spp., <i>Codium</i> spp.	4
Sponges prostrate (e.g. <i>Chondrosia reniformis</i> , <i>Petrosia ficiformis</i>)	5
Large serpulids (e.g. <i>Protula tubularia</i> , <i>Serpula vermicularis</i>)	5
<i>Parazoanthus axinellae</i>	5
<i>Leptogorgia sarmentosa</i>	5
<i>Flabellia petiolata</i>	6
Erect corticated terete Ochrophyta (e.g. <i>Sporochnus pedunculatus</i>)	6
Encrusting Ochrophyta (e.g. <i>Zanardinia typus</i>)	6
Azooxantellate individual scleractinians (e.g. <i>Leptopsammia pruvoti</i>)	6
Ramified bryozoans (e.g. <i>Caberea boryi</i> , <i>Cellaria fistulosa</i>)	6
<i>Palmophyllum crassum</i>	7
Arborescent and massive sponges (e.g. <i>Axinella polypoides</i>)	7
<i>Salmacina-Filograna</i> complex	7
<i>Myriapora truncata</i>	7
Erect corticated terete Rodophyta (e.g. <i>Osmundea pelagosae</i>)	8
Bushy sponges (e.g. <i>Axinella damicomis</i> , <i>Acanthella acuta</i>)	8
<i>Eunicella verrucosa</i> , <i>Alcyonium acaule</i>	8
Erect ascidians	8
<i>Corallium rubrum</i> , <i>Paramuricea clavata</i> , <i>Alcyonium coralloides</i>	9
Zooxantellate scleractinians (e.g. <i>Cladocora caespitosa</i>)	9
<i>Pentapora fascialis</i>	9
Flattened Rhodophyta with cortication (e.g. <i>Kallymenia</i> spp.)	10
<i>Halimeda tuna</i>	10
Fucales (e.g. <i>Cystoseira</i> spp., <i>Sargassum</i> spp.), <i>Phyllariopsis brevipes</i>	10
<i>Eunicella singularis</i> , <i>Eunicella cavolini</i> , <i>Savalia savaglia</i>	10
<i>Aedonella calveti</i> , <i>Reteporella grimaldii</i> , <i>Smittina cervicornis</i>	10

La procedura STAR prevede un monitoraggio annuale, da realizzare tra aprile e giugno alla profondità di circa 35 m su substrato verticale (inclinazione di circa 85-90°). In ciascun sito vengono selezionate 3 aree di 4 m², separate tra loro di qualche decina di metri, all'interno delle quali vengono eseguite da subacquei scientifici un minimo di 10 repliche fotografiche di 0.2 m², complessivamente per le tre aree si camperà quindi una superficie totale di 6 m². Il disegno di campionamento descritto permette un'analisi dei dati attraverso un approccio sia paesaggistico che biocenotico.

La tecnica di campionamento utilizza il metodo fotografico per la valutazione della struttura dei popolamenti integrandolo con ulteriori informazioni quali la taglia delle colonie di specie erette (misurando l'altezza della colonia più alta di ciascuna specie eretta presente), la percentuale di necrosi ed epibiosi, lo spessore e consistenza delle concrezioni calcaree mediante il metodo RVA (Gatti *et al.*, 2012; Gatti *et al.*, 2015; Piazzini *et al.*, 2017) ed il tasso di sedimentazione.

L'analisi dei campioni fotografici può essere eseguita in vario modo (Bianchi *et al.*, 2004; Dethier *et al.*, 1993), tuttavia, l'utilizzo di una densa griglia (ad esempio di 400 celle) o lo scontornamento manuale degli organismi e la successiva analisi delle aree così ottenute mediante software dedicati (Cecchi *et al.*, 2014; Trygonis & Sini, 2012), si sono dimostrate tecniche utili a ridurre la soggettività delle stime di abbondanza ottenute.

La percentuale di copertura dei taxa/gruppi morfologici dovrà essere valutata per ciascun campione. Il Sensitivity Level (SL) globale viene calcolato moltiplicando il valore di SL di ciascun taxon/gruppo (Tabella 8) per la sua classe di abbondanza per poi sommare tutti i valori ottenuti. I valori di copertura ottenuti dall'elaborazione dei campioni fotografici sono stati classificati all'interno di 8 classi di abbondanza (Piazzini *et al.*, 2018; Piazzini, Bianchi, *et al.*, 2017; Piazzini, Gennaro, *et al.*, 2017):

- (1) 0 a $\leq 0.01\%$;
- (2) 0.01 a $\leq 0.1\%$;
- (3) 0.1 a $\leq 1\%$;
- (4) 1 a $\leq 5\%$;
- (5) 5 a $\leq 25\%$;
- (6) 25 a $\leq 50\%$;
- (7) 50 a $\leq 75\%$;
- (8) 75 a $\leq 100\%$.

Dai campioni fotografici sarà rilevata anche la ricchezza in specie (α -diversità, cioè il numero medio di taxa/gruppi). Mentre la β -diversità sarà valutata come la distanza media di tutti i campioni di ciascuna area di campionamento dai centroidi, calcolata attraverso l'analisi PERMDISP.

La procedura STAR può essere utilmente adottata al fine di ottenere tutti i dati necessari al calcolo di almeno tre differenti indici ecologici: ESCA, COARSE e ISLA.

3. Monitoraggio dell'habitat 8330

3.1. Metodi di indagine

Le grotte sommerse sono ambienti notevoli, diffusi in tutto il Mar Mediterraneo, le cui dimensioni vanno dalle piccole fessure alle grandi cavità dove anche i subacquei possono accedere. Si tratta di habitat di grande importanza perché le condizioni ambientali difficili prevalenti portano alla creazione di una fauna particolare la cui composizione differisce significativamente dalla zona costiera esterna. Le grotte ospitano organismi estremamente specializzati e spesso anche specie endemiche. Alcune di queste sono specie abissali che trovano nelle grotte, in una certa misura, condizioni ambientali simili a quelle del mare profondo (Harmelin *et al.*, 1985; Vacelet *et al.*, 1994; Vacelet e Boury-Esnault, 1995; Calado *et al.*, 2004; Janssen *et al.*, 2013). Inoltre, le grotte costituiscono un habitat naturalmente frammentato, che può fungere da rifugio. Sono dunque un serbatoio per la biodiversità che ospita comunità scarsamente resilienti (Harmelin *et al.*, 1985; Chevaldonné e Lejeusne, 2003; Lejeusne e Chevaldonné, 2006; Gerovasileiou e Voultsiadou, 2012).

Il notevole valore estetico ed ecologico dell'habitat 8330 giustifica la necessità di una corretta gestione delle grotte e delle specie che esse ospitano. Come per i fondi rocciosi, gli studi in un ambiente complesso come quello delle grotte sommerse, fa sì che le metodiche di indagine siano meno standardizzate e spesso riconducibili alle stesse tecniche utilizzate per le scogliere con cui sono ecologicamente connesse. L'habitat 8330 è strettamente connesso anche con diversi altri ecosistemi bentonici così come al sistema pelagico da cui dipende per il trasporto al suo interno di cibo e propaguli. Un'ulteriore difficoltà risiede nel fatto che per studiare efficacemente l'habitat 8330 è necessario adottare tecniche in immersione subacquea.

Nel volume ISPRA "Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE e Direttiva 09/147/CE) in Italia: ambiente marino" (La Mesa *et al.*, 2019), per l'habitat 8330 vengono riportate le seguenti indicazioni operative:

Scelta delle aree di indagine

I siti di indagine dell'habitat 8330 devono essere selezionati, partendo dalle informazioni presenti nel Catasto Speleologico, che siano rappresentativi dei diversi contesti della singola Regione. Cavità non ancora accatastate devono essere prontamente rilevate e segnalate.

Strumenti di campionamento e indagine (Tabella 11)

Le indagini all'interno delle grotte necessitano di operatori subacquei specializzati. Possono fare eccezione alcune grotte semi-sommerse accessibili con imbarcazioni, nelle quali è possibile compiere alcune operazioni dalla superficie (misure di qualità dell'acqua, osservazione dei popolamenti con telecamere filoguidate). Il rilievo di nuove grotte deve essere attuato direttamente da operatori speleologici subacquei specializzati. La qualità dell'acqua deve essere valutata *in situ* con sonde multiparametriche e, in caso di sospetti inquinamenti di origine terrestre, tramite raccolta di campioni di acqua destinati ad analisi chimiche e microbiologiche. Gli organismi bentonici devono essere studiati tramite campionamenti non distruttivi come rilievi fotografici o tracciati video. Esemplari (o frammenti di esemplari) devono essere raccolti quando le esigenze tassonomiche lo richiedono. La fauna vagile può essere studiata con macchine temporizzate lasciate *in situ* per diversi giorni.

Raccolta e restituzione dei dati e delle informazioni

I dati devono essere restituiti attraverso standard informativi predefiniti al fine di permettere l'applicazione di indici di stato ecologico. Rilievi fotografici o tracciati video devono essere restituiti come file video ad alta risoluzione (4K o Full HD).

Indicazioni operative

Si suggeriscono campagne d'indagine a cadenza annuale sia sulla qualità dell'acqua, sia sul biota. Le osservazioni sui popolamenti (biodiversità, abbondanza, ricoprimento percentuale) dovranno essere condotte mediante rilievi fotografici, coadiuvati da campioni mirati per l'identificazione degli organismi fotografati. È necessario che le fotografie siano scattate tenendo presente dei diversi ambienti che si succedono in una grotta e che sono caratterizzati da una progressiva diminuzione di luminosità dall'ingresso fino al fondo.

Competenze necessarie degli operatori: operatori scientifici subacquei, adeguate competenze tassonomiche e di elaborazione delle immagini.

Tabella 11. Elenco dei parametri da determinare con indicazione della metodologia di indagine. Da La Mesa *et al.*, 2019 (Modif.)

Tipologia	Parametro	Indagine	Riferimento
<i>Estensione dell'habitat</i>	<i>Morfo-batimetria</i>	<i>Tecniche di rilevamento subacqueo</i>	
<i>Condizione dell'habitat</i>	<i>Caratterizzazione macrobenthos</i>	<i>Operatori scientifici subacquei per raccolta campioni, censimento macrofauna e raccolta di immagini. È consigliato l'impiego di campionamenti fotografici non distruttivi Analisi in laboratorio</i>	<i>SIBM. Manuale Benthos. Biol. Mar. Mediterr. 2003</i>
	<i>Parametri chimico-fisici in colonna</i>	<i>Operatori scientifici subacquei per la raccolta di dati con sonda multiparametrica e bottiglie</i>	

3.2. Indici ecologici

Di seguito viene illustrato un metodo per la valutazione della qualità ecologica delle grotte sommerse mediterranee basato su un approccio ecosistemico.

CAVE ECOSYSTEM-BASED QUALITY INDEX (CavEBQI)

La base del "Cave Ecosystem-Based Quality Index" (Rastorgueff *et al.*, 2015) è un modello teorico di struttura e funzionamento costruito per l'ecosistema di grotte sommerse del Mediterraneo (Figura 3). Questo modello integra quasi tutti i componenti rappresentativi dell'ecosistema di grotta e dà un'idea delle loro composizioni faunistiche, delle caratteristiche e delle relative interazioni. Il modello si basa su quattro elementi complementari cruciali: (i) ciascun componente è stato ponderato in base alla sua importanza nel determinare la struttura e il funzionamento dell'ecosistema della grotta ("Weight" in Tabella 12); (ii) è stata definita una serie di parametri rilevanti per valutare lo stato ecologico di ciascun componente dell'ecosistema di grotta ("Parameter" e "Status" in Tabella 12); (iii) questi parametri sono stati aggregati in un indice, l'EBQI delle grotte (CavEBQI), per sintetizzare la valutazione della qualità dell'ecosistema di grotta. Il valore del CavEBQI, in una scala da 0 (pessima qualità dell'ecosistema) a 10 (qualità eccellente), è dato dalla formula:

$$\text{CavEBQI} = \left[\frac{\sum_{i=1}^n (S_i W_i)}{\sum_{i=1}^n (S_{\max} W_i)} \right] \times 10$$

dove n è il numero di componenti dell'ecosistema modello (per le grotte, n = 8), S_i è lo stato ecologico della componente i (Status), W_i il peso (Weight) assegnato alla componente i, S_{max} è il valore più elevato che è possibile assegnare alle varie componenti (=4; Personnic *et al.*, 2014) (Tabella 12).

In Tabella 13 vengono riassunti i metodi di rilevamento ed una stima dello sforzo di campionamento necessario per l'applicazione dell'indice CavEBQI.

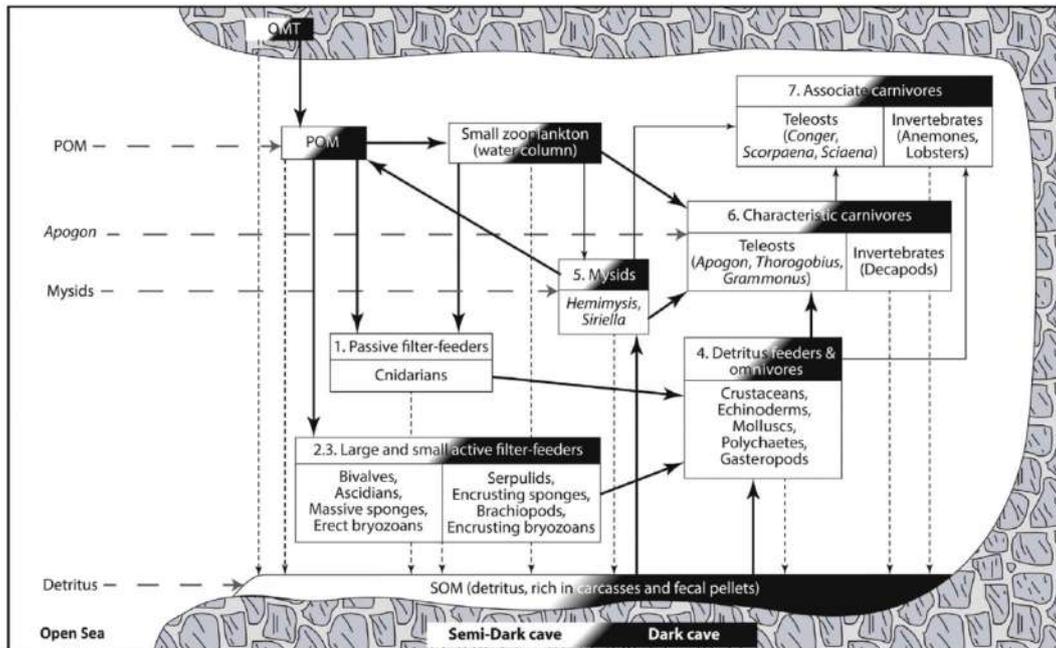


Fig. 1. Theoretical model of structure and functioning of the Mediterranean undersea cave ecosystem. Distinction between semi-dark and dark cave biocoenoses appears in the head of each component (boxes). Black arrows represent the intensity of organic matter fluxes through the different components, with solid black arrows representing major fluxes. Vertical dashed arrows represent the organic matter reaching the bottom of caves such as organic matter of terrestrial origin (OMT), suspended particulate organic matter (POM), faecal pellets and dead organisms. Horizontal dashed arrows represent major inputs of organic matter into caves either by advection due to water movement (for POM and detritus) or through circadian migration of mysids and Apogon.

Figura 3. Modello teorico di struttura e funzionamento dell'ecosistema di grotta sommersa del Mediterraneo. (Da Rastorgueff *et al.*, 2015).

Tabella 12. Componenti del modello di ecosistema di grotta (vedere Figura 3 per il numero Box) ed i parametri selezionati per la valutazione dello stato di qualità ecologica dell'habitat 8330 (da 0 = molto cattivo a 4 = molto buono). Da Rastorgueff *et al.* (2015).

Box	Components of the cave ecosystem model	Weight	Parameter	Status				
				0	1	2	3	4
1	Passive filter feeders [e.g. <i>Parazoanthus axinellae</i> (Schmidt, 1862), <i>Corallium rubrum</i> (Linnaeus, 1758), <i>Caryophyllia inornata</i> (Duncan, 1878), <i>Leptopsammia pruvoti</i> Lacaze-Duthiers, 1897, <i>Hoplangia durotrix</i> Gosse, 1860, <i>Phyllangia americana mauchezii</i> (Lacaze-Duthiers, 1897), <i>Eudendrium racemosum</i> (Cavolini, 1785), <i>Eunicella cavolini</i> (Koch, 1887), <i>Paramuricea clavata</i> (Risso, 1826), <i>Halicium beanii</i> (Johnston, 1838)]	5	Cover (%)	0%	0-25%	25-50%	50-75%	>75%
2	Large active filter feeders [e.g. <i>Petrosia ficiformis</i> (Poiret, 1789), <i>Aplysina cavernicola</i> (Vacelet, 1959), <i>Agelas oroides</i> (Schmidt, 1864), <i>Haliclona mucosa</i> (Griessinger, 1971), <i>Diplastrella bistellata</i> (Schmidt, 1862), <i>Haliclona fulva</i> (Topsent, 1893), <i>Celleporina caminata</i> (Waters, 1879) [= <i>C. mangroveana</i> (Lamouroux, 1816)], <i>Adeonella calveti</i> (Canu and Bassier, 1930), <i>Reteporella mediterranea</i> Hass, 1948, <i>Schizomavella</i> spp., <i>Turbicellepora avicularis</i> (Hincks, 1860), <i>Limaria hiars</i> (Gmelin, 1791), <i>Lithophaga lithophaga</i> (Linnaeus, 1758), <i>Neopycnodonte cochlear</i> (Poi, 1795), <i>Pyura</i> spp., <i>Aptidium undulatum</i> Monniot and Gaill, 1978]	3	Cover (%)	0%	0-25%	25-50%	50-75%	>75%
3	Small active filter feeders [e.g. <i>Petrobia massiliensis</i> Vacelet and Lévi, 1958, <i>Discodermia polymorpha</i> Pisera and Vacelet, 2011, <i>Dendroaea lenis</i> (Topsent, 1892), <i>Puellina pedunculata</i> Gautier, 1956, <i>Puellina radiata</i> (Moll, 1803), <i>Onychocella marioni</i> (Julien, 1882), <i>Ellisina gautieri</i> Fernandez Pulpeiro and Reverter Gil, 1993; serpulids; brachiopods]	2	Cover (%)	0%	0-25%	25-50%	50-75%	>75%
1, 2, 3	Sessile filter feeders	2	Volumetric stratification (0 stratum, no stratification; 1 stratum, millimetric-sized organisms; 2 stratum, centimetric-sized organisms; 3 stratum, decimetric-sized organisms)	0 stratum	1 stratum		2 stratum	3 stratum
4	Detritus feeders & omnivores [crustaceans, <i>Herbstia condyliata</i> (Fabricius, 1787), <i>Galathea strigosa</i> (Linnaeus, 1761), <i>Scyllarus arctus</i> (Linnaeus, 1758); echinoderms; molluscs; polychaetes; gastropods]	3	Alpha species richness Density	0 0	1 1-2	2 3-4	3-5 5-10	>5 >10
5	Cave-dwelling mysids [<i>Sirella gracilipes</i> Nouvel, 1942, <i>Hemimysis speluncoleda</i> Ledoyer, 1963, <i>Hemimysis margalefi</i> Alcaraz, Riera & Gili, 1986, <i>Hemimysis lamornae mediterranea</i> Bacescu, 1936, <i>Harmelinella mariannae</i> Ledoyer, 1989]	4	Semi-quantitative abundance	0		1		Swarm
6	Characteristic carnivores [<i>Apogon imberbis</i> (Linnaeus, 1758), <i>Thoragobius ephippiatus</i> (Lowe, 1839), <i>Scorpaena notata</i> Rafinesque, 1810, <i>Grammonus ater</i> (Risso, 1810), <i>Gammogobius steinitzi</i> Bath, 1971, <i>Palaemon serratus</i> (Pennant, 1777), <i>Stenopus spinosus</i> Risso, 1827, <i>Lysmata seticaudata</i> (Risso, 1816), <i>Lysmata nilita</i> Dohrn & Holthuis, 1950, <i>Plesionika narval</i> (Fabricius, 1787)]	3	Teleost species richness Decapod species richness	0 0	1 1	2 2	3 3	4 4-5
7	Associate carnivores [<i>Conger conger</i> (Linnaeus, 1758), <i>Phycis phycis</i> (Linnaeus, 1766), <i>Palinurus elephas</i> (Fabricius, 1787), <i>Homarus gammarus</i> (Linnaeus, 1758), <i>Scyllarides latus</i> (Latreille, 1803), <i>Arachnanthus oligopodus</i> (Cerfontaine, 1891), <i>Cerianthus membranaceus</i> (Spallanzani, 1784)]	1	Teleost species richness Decapod species richness Anemone semi-quantitative abundance	0 0 0	1 1	1 2 1-2	2 2	2 3 >2

Tabella 13. Metodi di rilevamento e stima dello sforzo di campionamento necessario per l'applicazione dell'indice CavEBQI. (Da Rastorgueff *et al.*, 2015).

Box	Parameter	Method	Time per dive ^b	Dive organisation ^b
1 – Passive filter feeders	Cover	Percentage in an area between 1 m ² and 4 m ² from a standardized photographic survey (Parravicini <i>et al.</i> , 2010) ^a	30 min	1 dive for 2 scientific divers
2 – Large active filter feeders	Cover	Percentage in an area between 1 m ² and 4 m ² from a standardized photographic survey (Parravicini <i>et al.</i> , 2010) ^a	30 min	1 dive for 2 scientific divers
3 – Small active filter feeders	Cover	Percentage in an area between 1 m ² and 4 m ² from a standardized photographic survey (Parravicini <i>et al.</i> , 2010) ^a	30 min	1 dive for 2 scientific divers
1, 2, 3. – Sessile filter feeders	Volumetric stratification	Visual assessment in an area between 1 m ² and 4 m ² ^a	30 min	2 dives for 2 scientific divers
4 – Detritus feeders and omnivores	Alpha species richness	Visual census in the entire cave	30 min	2 dives for 2 scientific divers
	Density	Number of individuals per 5 min per species	30 min	1 dive for 2 scientific divers
5 – Cave-dwelling mysids	Semi-quantitative abundance	Visual census in the entire cave	20 min	1 dive for 2 scientific divers
6 – Characteristic carnivores	Teleost species richness	Visual census in the entire cave	30 min	1 dive for 2 scientific divers
7 – Associate carnivores	Decapod species richness	Visual census in the entire cave	30 min	1 dive for 2 scientific divers
	Teleost species richness	Visual census in the entire cave	30 min	1 dive for 2 scientific divers
	Decapod species richness	Visual census in the entire cave	30 min	1 dive for 2 scientific divers
	Anemone semi-quantitative abundance	Visual census near the entrance of the cave	10 min	1 dive for 2 scientific divers

^a *In situ* survey should be made on the rocky walls above the sediment (Bussotti *et al.*, 2006).

^b Diving in undersea caves should be done with caution and needs appropriate safety measures including a good knowledge of cave topography. Estimation of dive time and number are given in the ideal case of a large horizontal cylindrical cave such as Jarre cave. This needs to be adapted to each cave to meet security requirement of cave-diving.

Il CavEBQI è stato applicato su 22 grotte sottomarine mediterranee di Francia e Italia ed è risultato uno strumento potente per la valutazione della qualità ecologica delle grotte sottomarine, con il vantaggio di essere basato su un approccio ecosistemico e quindi su quasi tutti i suoi componenti, piuttosto che solo su alcune specie (Rastorgueff *et al.*, 2015).

Sulla base dei valori di CavEBQI ottenuti, le grotte possono essere classificate secondo una scala di qualità ecologica a 5 livelli dove:

CavEBQI ≤ 2 = Qualità ecologica Cattiva

2 < CavEBQI ≤ 4 = Scarsa

4 < CavEBQI ≤ 6 = Sufficiente

6 < CavEBQI ≤ 8) = Buona

8 < CavEBQI) = Elevata

4. Monitoraggio di specie target

4.1. Fauna ittica

La fauna ittica rappresenta una componente fondamentale degli ecosistemi costieri in termini di biomassa, biodiversità, ruolo ecologico e valore commerciale legato principalmente alla pesca ma anche al turismo subacqueo. Inoltre, i pesci sono considerati efficaci indicatori ecologici, dal momento che la loro multiforme diversità è plasmata dalle condizioni ambientali e dagli impatti umani. Di conseguenza, lo studio delle specie ittiche è cruciale per implementare la gestione delle risorse e per valutare gli effetti della protezione.

Lo studio della fauna ittica viene principalmente effettuato mediante prelievo, ma sempre più si cerca di utilizzare tecniche non distruttive, soprattutto in ambiente costiero e in aree protette.

La valutazione visiva della fauna ittica, normalmente indicata come *underwater visual census* (UVC), consiste nell'identificazione e nell'osservazione delle specie nel loro *habitat* naturale.

Il censimento visivo rappresenta un campionamento non distruttivo, in quanto non produce né impatti sulle specie né alterazioni degli *habitat* ed ha il vantaggio di consentire una valutazione degli ambienti a cui le specie ittiche, oggetto di studio, sono associate. È tuttavia importante considerare che l'accuratezza dei campionamenti visuali non è mai del 100%. Le limitazioni principali della tecnica di UVC dipendono (1) dall'affidabilità dell'osservatore nello stabilire la specie e la taglia degli esemplari incontrati, (2) dall'influenza del subacqueo sul comportamento delle specie, (3) dalla visibilità differenziale degli organismi e dalla probabilità che questi vengano individuati, oltre che (4) da altri fattori, quali la complessità dell'*habitat*, le condizioni di visibilità, i tempi e le profondità di immersione. Per minimizzare l'errore, è necessario l'impiego di personale esperto e di un'elevata replicazione temporale. Malgrado l'addestramento, comunque, l'affidabilità dei dati rimane influenzata dalla variabilità legata alla soggettività ed allo stato psico-fisico contingente del subacqueo.

L'operatore subacqueo che deve effettuare un censimento visivo deve, quindi, essere capace di identificare correttamente le specie ittiche che popolano una determinata area ed essere allenato a stimarne le dimensioni. La lunghezza totale (LT) di un pesce può essere stimata attraverso categorie di taglia (piccola, media, grande), classi di taglia note o dimensioni assolute. In genere ci si riferisce a classi di taglia; uno dei metodi più utilizzati considera tre classi ottenute dividendo la taglia massima della specie in tre intervalli uguali. Un'indagine subacquea può essere impostata per ottenere:

- Composizione in specie
- Composizione in taglia
- Stime di abbondanza
- Osservazione del comportamento

La composizione in specie e l'abbondanza rappresentano informazioni utili per determinare la distribuzione delle specie in relazione a fattori biotici e abiotici o per valutare l'effetto della pesca o della protezione. La composizione in taglia permette di conoscere la struttura demografica (per classi di taglia) del popolamento in esame ed i *pattern* di reclutamento delle specie (densità e *trend* temporali dei giovanili), di delimitare i biotopi preferenziali di giovanili e adulti, e di valutare gli effetti delle misure di protezione nell'evoluzione della taglia (valori di biomassa). Da osservazioni sul comportamento si possono ottenere informazioni sull'importanza della natura del fondo, dei rapporti intra-interspecifici e degli *home range* sulla distribuzione delle specie, sui ritmi notte-giorno, sui periodi di alimentazione e riproduzione, sulle modalità di corteggiamento e sui fattori che influenzano l'aggregazione e la dispersione.

METODICHE

Il rilevamento viene effettuato in immersione con autorespiratore, ad eccezione di studi su fondali a bassa profondità (inferiore a 2 metri) dove l'operatore può essere munito soltanto di maschera, boccaglio e pinne (*snorkeling*). Le informazioni raccolte vanno annotate su una tavoletta in PVC o su fogli di plastica montati sulla tavoletta stessa. La tavoletta o i fogli devono essere predisposti prima dell'immersione in base alle informazioni che devono essere raccolte.

Oltre alla tavoletta, il materiale necessario cambia a seconda del metodo utilizzato. Il conteggio di esemplari isolati viene realizzato fino ad un certo livello di numerosità variabile da autore a autore. In base agli obiettivi dello studio, oltre un numero definito a priori si registrano solo i gruppi incontrati. Le diverse metodologie devono, di volta in volta, essere scelte in base alle caratteristiche dell'*habitat*, del popolamento ittico e degli obiettivi dello studio. Le principali tecniche utilizzate sono:

- Percorsi
- Transetti (sequenziali, simultanei)
- Quadrati
- Punti fissi
- Utilizzo di telecamere

Percorsi

L'operatore segue un itinerario casuale per un periodo di tempo che deve essere fissato a priori. Questa tecnica non consente un campionamento quantitativo, ma è utile per studi preliminari o per ottenere rapidamente informazioni sulla composizione in specie di una comunità ittica.

Transetti

Le osservazioni vengono effettuate all'interno di un volume noto in un tempo prefissato. Il transetto è materializzato sul fondo mediante una cordella metrata montata su un mulinello. La lunghezza dei transetti può essere variabile ma vengono generalmente utilizzati transetti di 25 o 50 metri. La larghezza (e l'altezza) del transetto viene fissata a priori e dipende dall'*habitat*, dalla trasparenza dell'acqua e dagli obiettivi dello studio; una misura impiegata comunemente è di 5 metri (2,5 m su ciascun lato della cordella). Il transetto può essere sequenziale o simultaneo. Nel primo caso viene stesa prima la cordella e successivamente effettuato il rilevamento, nel secondo caso il rilevamento viene effettuato contemporaneamente alla stesura della cordella. Il transetto simultaneo può essere effettuato da un unico operatore o da due operatori dei quali uno effettua il rilevamento e l'altro lo segue srotolando la cordella. L'apice della cordella deve essere fissato sul punto di inizio mediante un peso e, se l'operatore lavora da solo, attaccata al corpo mediante un moschettone in modo da non ostacolare le operazioni di rilevamento. Il rilevamento viene effettuato a 1,5 metri dal fondo e ad una velocità di nuoto costante.

Punti fissi

La tecnica prevede di campionare un cilindro (o una porzione di esso) di dimensioni prefissate, in genere 5 metri di raggio e 5 metri di altezza. L'operatore si posiziona sul fondo in ginocchio. Dopo un minuto di attesa per permettere alla fauna ittica di tranquillizzarsi, inizia il rilevamento che può durare dai 5 ai 15 minuti. Se il campionamento deve essere effettuato su tutto il cilindro, l'operatore ruoterà su se stesso dedicando lo stesso tempo ad ogni settore.

Quadrati

Questa tecnica è poco comune in Mediterraneo e viene utilizzata soltanto per censire le specie criptiche o in *habitat* che non permettono l'utilizzo delle altre tecniche. Si tratta di delimitare delle superfici con cordelle metrature e ricercare gli organismi all'interno di ciascuna superficie.

Utilizzo di telecamere

Le telecamere possono sostituire l'operatore sia in punti fissi che lungo i transetti. L'impiego di telecamere permette di ottenere immagini che possono essere osservate con calma, ma ha il limite di non permettere di capire se lo stesso individuo viene censito più volte. Le telecamere sono uno strumento particolarmente utile nello studio comportamentale di specie stanziali. Possono anche rappresentare una tecnica complementare, utilizzate in contemporanea al rilevamento effettuato dall'operatore sia su punto fisso che lungo transetto, permettendo una verifica dei dati rilevati.

PROTOCOLLI DI INDAGINE

Indicazioni ISPRA relative al monitoraggio della fauna ittica in AMP

La Direttiva quadro sulla strategia per l'ambiente marino 2008/56/CE (MSFD, *Marine Strategy Framework Directive*), recepita in Italia con D.lsg. 190/2010, prevede da parte degli stati membri la definizione dei piani di monitoraggio necessari all'attuazione delle "strategie marine". Per la definizione del Programma di Monitoraggio della Strategia Marina il Ministero dell'Ambiente e Tutela del Territorio e del Mare (MATTM) ha incaricato l'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA) di elaborare un'architettura di base del programma di monitoraggio nazionale *sensu* strategia marina. Il programma di monitoraggio è stato strutturato in 7 "programmi" che includono "sottoprogrammi" che corrispondono alle singole attività di monitoraggio (ISPRA, 2014).

Nell'ambito del Programma 2 (*Habitat del fondo marino e biodiversità*), al fine di soddisfare la necessità di raggiungere una maggiore copertura spaziale e temporale delle conoscenze sulla fauna ittica costiera è stato elaborato il sottoprogramma 2.12 per il monitoraggio della fauna ittica in AMP attraverso indagini che prevedono (ISPRA, 2014):

- 1) osservazione *in situ* della fauna ittica, effettuata da operatori subacquei con adeguato training (*visual census*), su un tratto di fondale roccioso o transetto di superficie prestabilita, omogeneo per profondità e tipologia di substrato, all'interno del quale effettuare il conteggio dei pesci e la stima della taglia; indagini in 2 aree situate nella/e zona/e C dell'AMP e in 6 aree poste all'esterno dell'AMP, identificate come rappresentative della presenza di attività di prelievo ittico (con particolare riferimento alle attività di pesca professionale e sportiva, e in generale al disturbo antropico), e nelle fasce batimetriche 5-10 m e 20-25 m;
- 2) coinvolgimento degli organismi preposti alla vigilanza e controllo delle attività di pesca professionale (artigianale) e non professionale (sportiva e ricreativa) e delle organizzazioni di pesca professionale e non professionale.

Monitoraggio Area Marina Protetta (AMP) "Tavolara-Punta Coda Cavallo"

Presso la suddetta AMP è in corso dal 2005 il monitoraggio dell'effetto riserva (ER) sulla fauna ittica costiera associata ai fondali rocciosi infralitorali. Le attività di monitoraggio hanno l'obiettivo di valutare l'efficacia ecologica dell'AMP attraverso lo studio della struttura del popolamento ittico in siti interni (in zona A, B e C) ed in siti di controllo esterni all'AMP. Attraverso il confronto delle potenziali differenze tra i dati di biomassa e densità dell'intero popolamento ittico e di alcune specie di interesse commerciale tra le zone dell'AMP si valuta l'effetto di differenti livelli di protezione/gestione.

Il disegno di campionamento (Di Franco *et al.* 2009) è di tipo gerarchico e interessa le Zone A, B, C dell'AMP di Tavolara e le zone non protette ad essa adiacenti. In questo modo, i censimenti per la valutazione dell'ER riguardano, procedendo dalle Zone A verso l'esterno, aree soggette ad un regime di tutela via via meno restrittivo. All'interno di ogni zona sono state scelte in maniera casuale due località, distanti 5-10 km. In ogni località vengono selezionati in modo casuale due siti, distanti circa 100 m, dove vengono condotti quattro transetti di 25 × 5 m, a due diversi intervalli di profondità (5-10 m e 12-18 m). Lungo ogni transetto viene registrata la specie, la taglia (espressa in centimetri) e l'abbondanza di tutti gli esemplari incontrati. I transetti vengono effettuati su substrati rocciosi "puri", dove altri tipi di substrato, quali sabbia e posidonieto, presentano un'estensione inferiore al 5%, sia all'interno che in prossimità dei transetti. Il campionamento è replicato in due periodi durante l'anno, generalmente in tarda primavera ed in estate, per un totale di 256 transetti annuali. In sintesi, in ciascuna delle due campagne annuali, i popolamenti ittici di ognuno dei 16 siti (due per ogni località, con due località per ciascuna delle quattro zone A, B, C e l'esterno) vengono censiti attraverso 8 transetti (o repliche). Di questi, quattro sono condotti tra 5 e 10 m e gli altri quattro tra 12 e 18 m di profondità.

4.2. Specie bentoniche

Come per la fauna ittica, anche per alcune specie bentoniche di interesse comunitario ISPRA ha elaborato programmi di monitoraggio che ricadono nell'ambito del Programma 2 (*Habitat del fondo marino e biodiversità*) per la strategia marina (ISPRA, 2014):

Patella ferruginea ricade nel sottoprogramma 2.6 che prevede, al fine di colmare le insufficienti conoscenze sullo stato di questa specie e la mancanza di valori soglia per la definizione del buono stato ambientale (GES), l'attuazione di *survey* esplorativi per la definizione dei tratti di costa da indagare. Una volta individuati, i tratti di costa devono essere suddivisi in

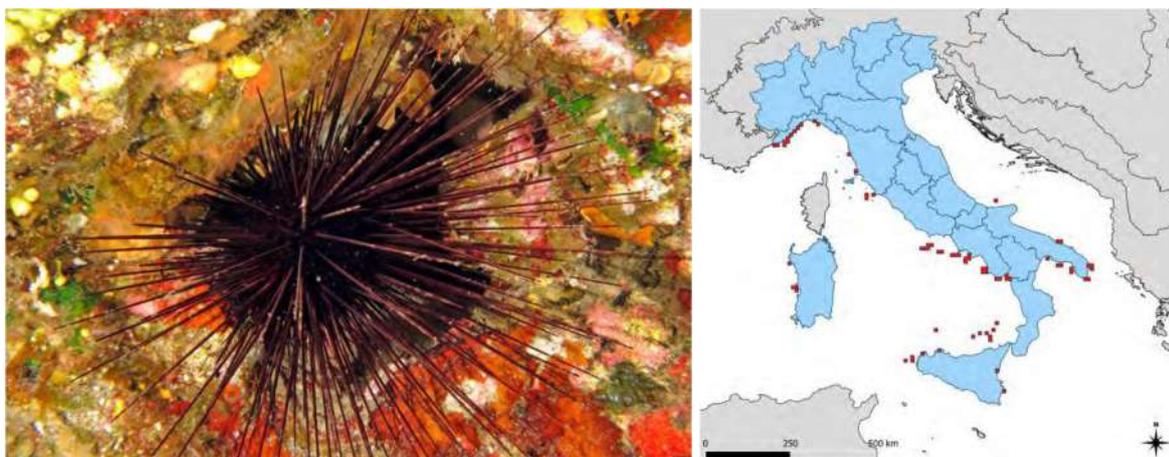
settori di 50 m di lunghezza, lungo i quali si procederà al conteggio e misurazione degli esemplari di *Patella ferruginea*. Il periodo di monitoraggio suggerito è compreso tra i mesi di giugno e settembre.

Pinna nobilis ricade nel sottoprogramma 2.7 che prevede, sempre al fine di colmare le insufficienti conoscenze sullo stato di questa specie e la mancanza di valori soglia per la definizione del buono stato ambientale (GES), l'attuazione di survey esplorativi per la definizione dello sforzo di campionamento in funzione della tipologia di distribuzione di *Pinna nobilis*. Il campionamento deve essere stratificato per intervalli di profondità con individuazione di unità di campionamento in numero proporzionale a ciascuno strato, individuazione di transetti di campionamento di lunghezza 100m x larghezza 2m se all'interno della prateria di *P. oceanica* o di larghezza 1m al di fuori di essa. Lungo i transetti si deve procedere al conteggio degli individui osservati e tag della loro posizione.

Le modalità di monitoraggio sono dettagliate nelle rispettive schede metodologiche ISPRA: "Modulo 11F" per *P. ferruginea* e "Modulo 11N" per *P. nobilis*.

Come già ricordato (Cap. 3 di questo documento), nel 2019 ISPRA ha pubblicato il volume "Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE e Direttiva 09/147/CE) in Italia: ambiente marino" (La Mesa et al., 2019) da cui sono tratte le informazioni inserite nelle schede che seguono:

***Centrostephanus longispinus* (Philippi, 1845) (Riccio diadema) - Codice Natura 2000: 1008**



Centrostephanus longispinus. (Foto E. Trainito). A destra: mappa di distribuzione della specie (fonte: IV Rapporto ex Art.17 Direttiva 92/43/CEE)

Classificazione: Classe *Echinoidea* –Famiglia *Diadematidae*

Criticità e impatti

Gli aspetti sulla biologia ed ecologia di questa specie e lo stato delle sue popolazioni non sono adeguatamente conosciuti. La mancanza di queste informazioni rende particolarmente vulnerabile la specie, soprattutto alla luce di impatti antropici quali la pesca artigianale e l'acidificazione degli oceani. Un'altra fonte di pericolo per questo riccio è rappresentata dalla raccolta in immersione subacquea (Francour, 1991).

Tecniche di monitoraggio

Obiettivo. Il monitoraggio deve permettere di ottenere dati sulle popolazioni del riccio *C. longispinus* con particolare riguardo alla:

- distribuzione;
- densità;
- taglia;
- andamento della popolazione;
- impatto della attività antropica.

Il monitoraggio deve includere l'habitat d'elezione per la specie, il coralligeno.

Considerando che la specie è poco attiva di giorno alle minori profondità, il monitoraggio andrebbe effettuato preferibilmente durante le ore serali.

Metodologia di rilevamento. I dati da rilevare possono essere ottenuti attraverso immersioni con autorespiratori (ARA) per le profondità inferiori (fino a 40 m circa). In immersione i dati possono essere ottenuti attraverso censimenti visivi o anche attraverso video survey. Per profondità maggiori di 40 m potrebbero essere utilizzate le osservazioni provenienti da subacquei tecnici, videocamere telecomandate o ROV, eventualmente in sinergia ai monitoraggi sul coralligeno richiesti dalla Direttiva Quadro sulla Strategia per l'Ambiente Marino (2008/56/CE).

Le attività di rilevamento devono essere precedute dalla individuazione della presenza di substrati favorevoli alla presenza del riccio. Per ogni area identificata, si dovrà provvedere alla redazione di una scheda, con le seguenti informazioni:

- natura del substrato (minerogenico o biogenico), esposizione, inclinazione e profondità del substrato;
- presenza/assenza di *C. longispinus*;
- densità di *C. longispinus* per m² (Operatori Scientifici Subacquei – OSS, telecamere subacquee) oppure, considerando dei range di abbondanza per sito d'immersione o transetto (es. 1 individuo, 2 ind, 3-5, 6-10, 11-50, oltre 50 ind.);
- segnalazioni di eventuali criticità e/o impatti antropici.

Di ogni individuo dovrà essere misurato il diametro del dermascheletro, con l'ausilio di un calibro (OSS) o un righello (immagini fotografiche) e annotato il corrispondente colore.

Stima del parametro di popolazione. Non ci sono dati disponibili sulle popolazioni in Mediterraneo, ma solo alcuni dati derivanti da osservazioni isolate, che evidenziano come la specie sia relativamente poco frequente. Alcuni dati raccolti lungo la costa spagnola (Malaga) riportano densità di 0,18 individui per metro lineare di costa.

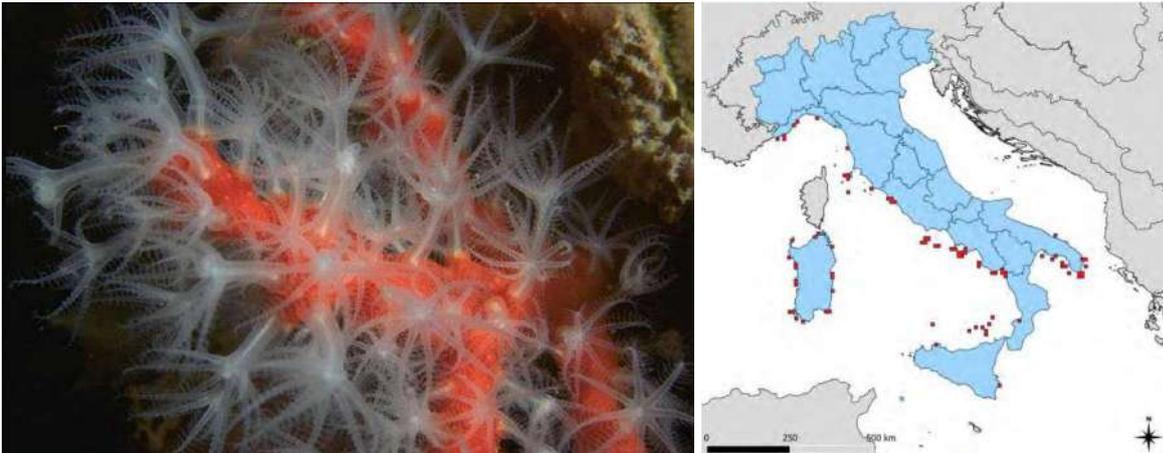
Stima della qualità dell'habitat per la specie. Habitat elettivi per la specie sono costituiti dal coralligeno dove anfratti e cavità forniscono agli individui rifugi durante il giorno e fonti alimentari; anche le praterie di *P. oceanica* rappresentano habitat qualificati.

Indicazioni operative. Frequenza e periodo. Considerata la notevole vulnerabilità dei ricci di mare alla crisi climatica e alle frequenti patologie da questa amplificate, i rilievi sono raccomandati con una periodicità annuale. Inoltre, dovrebbero essere selezionati una serie di punti in cui effettuare transetti periodici in immersione per valutare eventuali cambiamenti nelle popolazioni. Poiché è una specie facile da identificare, sarebbe auspicabile avvalersi della collaborazione di subacquei volontari da coinvolgere in progetti di *citizen science*, fornendo loro una breve formazione e un semplice protocollo per la raccolta dei dati.

Giornate di lavoro stimate per anno. Risulta difficile valutare lo sforzo da impiegare per la raccolta dati, considerando che possano essere ottenuti sia con ARA sia con l'utilizzo di camere telecomandate. La possibilità di avvalersi di volontari, appositamente preparati, potrebbe ridurre notevolmente i costi e i tempi per la raccolta delle informazioni.

Numero minimo di persone da impiegare. Per ogni rilievo, sono necessari 2 operatori dotati di attrezzatura ARA e di una imbarcazione per attività subacquea con un altro operatore a bordo (ISPRA, 2013); l'attività può essere anche svolta eventualmente utilizzando imbarcazioni con strumentazioni per raccogliere immagini in remoto.

Corallium rubrum (Linnaeus, 1758) (Corallo rosso) - **Codice Natura 2000: 1001**



Corallium rubrum. (Foto S. Acunto). A destra: mappa di distribuzione della specie (fonte: IV Rapporto ex Art.17 Direttiva 92/43/CEE).

Classificazione: Classe *Anthozoa* –Famiglia *Coralliidae*

Criticità e impatti

In tutto il Mediterraneo la maggiore criticità è rappresentata dall'eccessivo prelievo a scopi commerciali, effettuato per lungo tempo con attrezzi a traino strascicanti sul fondo ("ingegni"), e che ha ridotto la taglia media dei popolamenti più superficiali (fino a circa 50 m di profondità) ed impoverito anche numerosi banchi profondi. In tempi più recenti, anche lo stress termico ha iniziato a rappresentare una forte causa di danno per le popolazioni più superficiali di corallo rosso. Infine, per cause ancora ignote, sono state osservate in diverse località del Mediterraneo, ulteriori morie anche a carico di colonie più profonde (oltre 100 m di profondità).

La pesca del corallo rosso, attualmente condotta in immersione con autorespiratore, è regolamentata in Algeria, Croazia, Spagna, Grecia, Francia, Malta, Marocco e Italia e, dal 1994, in tutta l'Unione Europea (Council Regulation No. 1626/94). Secondo una raccomandazione della *General Fisheries Commission for the Mediterranean Sea* (GFCM, 2011) le popolazioni superficiali (fino a 50 m di profondità) dovrebbero essere totalmente protette dallo sfruttamento. Inoltre la GFCM ha stabilito una taglia minima delle colonie che possono essere raccolte (7 mm di diametro basale, corrispondenti a un'età di 30-35 anni).

Nonostante il corallo rosso sia inserito in diverse convenzioni internazionali che lo tutelano, la sua protezione rimane difficile da realizzare, perché il prelievo di pesca è difficilmente verificabile e facilmente occultabile. Recentemente, sono stati documentati nel canale di Sicilia fenomeni di pesca illegale con utilizzo di attrezzi trainati.

Le popolazioni superficiali sono danneggiate meccanicamente dall'impatto con attrezzi da pesca (lenze e reti) ma anche dall'eccessivo turismo subacqueo.

Tecniche di monitoraggio

Obiettivo. Il monitoraggio deve permettere di ottenere dati sulle popolazioni di corallo rosso, con particolare riguardo alla:

- densità delle colonie;
- taglia delle colonie;
- impatto dell'attività antropica sulle colonie;
- distribuzione delle popolazioni;
- andamento nel tempo delle popolazioni.

Nelle Regioni nelle quali sono previste e regolamentate attività di pesca professionale, è necessario prevedere l'elaborazione dei dati delle catture, al fine di disporre degli elementi sopra riportati, quando desumibili dai data set

Pagina | 34

RTI composta da: NEMO srl e MAREA Studio Associato



disponibili. L'elaborazione di detti dataset dovrà consentire di valutare l'evoluzione dei parametri sopra riportati per il periodo del singolo reporting, se possibile con scansione annuale.

Per quel che riguarda le Regioni nelle quali le attività di pesca professionale non sono al momento previste, andranno selezionati dei siti in modo che siano rappresentativi del contesto regionale. Per le popolazioni presenti in acque superficiali i monitoraggi possono essere attuati anche in Aree Marine Protette in modo da verificare l'influenza della protezione sull'andamento nel tempo delle popolazioni.

Metodologia di rilevamento. I dati saranno rilevati attraverso prospezioni video. Le prospezioni possono essere ottenute a bassa profondità (fino a 40 m circa) e nelle grotte semi-oscurate attraverso immersioni con autorespiratori (ARA); per profondità maggiori potrà essere utilizzata una telecamera filoguidata (ROV), eventualmente in sinergia con i monitoraggi sul coralligeno richiesti dalla Direttiva Quadro sulla Strategia per l'Ambiente Marino (2008/56/CE).

Le attività di rilevamento devono essere precedute dalla individuazione della presenza ed estensione degli habitat favorevoli alla presenza della specie. Per ogni area identificata a seguito delle prospezioni preliminari, si dovrà provvedere alla redazione di una scheda, con le seguenti informazioni:

- tipo di habitat;
- presenza/assenza di popolazioni di corallo;
- densità delle colonie e loro altezza. Nei video o nelle foto HQ è necessario che sia presente un riferimento metrico (puntatori laser posti a distanza nota) per stimare l'area di studio e la taglia delle colonie;
- segnalazioni di eventuali criticità e/o impatti antropici.

Stima del parametro di popolazione. Numerosi studi forniscono dati sulla densità delle popolazioni e la taglia delle colonie. Tuttavia, i dati non sono stati sempre raccolti in modo omogeneo e il confronto non è sempre agevole. In generale si considerano popolazioni ("banchi") immature quelle formate da numerose colonie di piccola taglia, invece i banchi maturi sono formati da poche colonie di grandi dimensioni. Ad esempio, nell'AMP di Portofino, negli anni '90 i popolamenti superficiali avevano una densità di 350-400 colonie/m², con un peso medio per colonia di poco eccedente i 2 gr, invece nel 2014 la densità era di circa 200 colonie/m² con un peso medio di circa 8 gr.

Stima della qualità dell'habitat per la specie. Habitat elettivi per la specie sono costituiti dalle biocostruzioni del coralligeno, dove le colonie vivono principalmente all'interno di anfratti o al di sotto di cornici che limitano la sedimentazione, dalle volte delle grotte semi-oscurate e dalle rocce del largo. Il monitoraggio delle popolazioni di corallo rosso, pertanto non può prescindere da quello degli habitat in cui è presente.

Indicazioni operative. Frequenza dei monitoraggi e metodi. I rilievi sono raccomandati con una periodicità almeno biennale, dopo aver selezionato siti idonei a valutare eventuali cambiamenti nella struttura delle popolazioni. Nei siti selezionati dovranno essere condotti dei video-transetti possibilmente mantenendo inalterata la profondità. La lunghezza del transetto non è prevedibile *a priori* ma, almeno in teoria, dovrebbe comprendere l'intera ampiezza del banco. In alternativa al video-transetto potrebbero essere scattati una serie di fotogrammi ad alta risoluzione lungo il percorso.

Per quel che riguarda i banchi superficiali, poiché la specie è di facile identificazione, sarebbe auspicabile avvalersi della collaborazione di subacquei volontari da coinvolgere in progetti di *citizen science*, fornendo loro una breve formazione e un semplice protocollo per la raccolta dei dati. Per i banchi profondi (al di sotto dei 40 m) sarà necessario l'impiego di veicoli filoguidati (ROV).

Numero minimo di persone da impiegare e giornate di lavoro stimate per anno. Per una squadra di tre operatori scientifici subacquei (2 in mare e 1 in barca) è possibile stimare che, in condizioni ottimali, si possano raccogliere a mare dati relativi a 2 transetti al giorno. Una simile stima potrà essere adottata per il rilievo compiuto con ROV. Lo stesso tempo dovrà essere considerato per lo studio dei video ottenuti. Per quel che riguarda il lavoro a mare per i banchi superficiali, la possibilità di avvalersi di volontari appositamente preparati potrebbe ridurre notevolmente i costi e i tempi per la raccolta delle informazioni.

Lithophaga lithophaga (Linnaeus, 1758) (Dattero di mare) - Codice Natura 2000: 1027



Lithophaga lithophaga. (Foto R. Pillon). A destra: mappa di distribuzione della specie (fonte: IV Rapporto ex Art.17 Direttiva 92/43/CEE).

Classificazione: Phylum Mollusca - Classe Bivalvia - Famiglia Mytilidae - Genere *Lithophaga*

Criticità e impatti

La causa principale della regressione di *L. lithophaga* è la pesca illegale a scopo alimentare, poiché implica la distruzione del substrato con gravi conseguenze ecologiche, ma anche paesaggistiche e turistiche. La distruzione della roccia nella quale è presente il mollusco, infatti, causa l'eliminazione di ogni forma di vita. La semplice raccolta da parte di pescatori di frodo tra 15 ed i 20 individui di taglia commerciale, richiede la distruzione di circa un metro quadrato con tutti gli organismi sessili in essa presenti e affinché la stessa superficie si ricostituisca integralmente occorrono oltre 20 anni (Russo & Cicogna, 1990, 1991, 1998; Fanelli *et al.*, 1994).

Tecniche di monitoraggio

Obiettivo. Acquisire conoscenze adeguate sulla presenza e sulle criticità della popolazione. Il monitoraggio va condotto a livello regionale, dove presente il substrato idoneo allo sviluppo della specie. La specie di interesse comunitario è molto difficile da individuare *in situ* perché, al contrario dal dattero bianco *Pholas dactylus* (fam. Pholadidae), i sifoni di *L. lithophaga* non sono sempre visibili all'estremità delle cavità. Spesso il bivalve si protegge con epibionti che utilizza come "tappo" al proprio foro per far fronte ad un eventuale disturbo. Il conteggio dei buchi vuoti non è applicabile ovunque in quanto in molte località l'habitat per la specie è condiviso con un altro mollusco bivalve, *P. dactylus*, che forma cavità non facilmente distinguibili da quelle di *Lithophaga*. Gli eventi di *spawning* potrebbero essere utili per individuare le comunità di *L. lithophaga*, ma spesso è difficile comprendere quale specie stia emettendo i gameti, specialmente se l'area è densamente colonizzata da altri organismi.

Dato che la struttura di popolazione non è determinabile attraverso tecniche di *visual census*, qui di seguito sono proposte tecniche di monitoraggio indirette, che permettano di valutare lo stato di conservazione di *L. lithophaga* tramite l'individuazione dell'habitat per la specie e la determinazione della qualità di tale habitat.

Gli obiettivi specifici delle attività di monitoraggio sono:

- definire le potenziali aree di presenza;
- individuare zone di pesca illegale avvenuta nel passato e recente.

L'approccio metodologico è concepito in modo da essere applicato in tutti i tratti costieri dove è ipotizzabile la presenza della specie, indipendentemente dal fatto che l'area sia protetta.

Dati da rilevare:

- tipologia mineralogica del substrato lungo l'intero tratto di costa d'interesse;
- segni di distruzione meccanica del substrato con evidenti tracce (fori circolari) della presenza del dattero;

- coordinate relative alla posizione dell'area danneggiata, mediante l'uso di uno strumento GPS differenziale in modalità RTK (opzionale).

Metodologia di rilevamento. Le attività di rilevamento vero e proprio devono essere precedute da una fase preliminare di individuazione e caratterizzazione mineralogica dei tratti di costa calcarea, con particolare attenzione alla fascia infralitorale dove successivamente procedere con la conduzione delle attività di campo, per verificare la presenza della specie. Per ogni tratto di costa identificato a seguito delle attività di pre-survey, si dovrà provvedere alla redazione di una "scheda sito", che dovrà riportare le seguenti informazioni:

- caratteristiche della costa (natura del substrato, esposizione, livello di protezione, grado di accessibilità/frequenzazione del sito, inclinazione del substrato);
- intervallo batimetrico d'interesse;
- presenza/assenza di *L. lithophaga*;
- presenza di pesca illegale.

Stima del parametro di popolazione. Il dattero di mare mostra una distribuzione a patch sul substrato roccioso (El-Menif *et al.*, 2007) e, in acque poco profonde ed in fase di reclutamento, può raggiungere abbondanze elevate (circa 1500-2200 individui per metro quadro tra i 3 e i 6 m di profondità (Devescovi & Iveša, 2008; Galinou-Mitsoudi & Sinis, 1997).

Sulla base della letteratura, la densità media delle popolazioni con individui di taglia commerciale è compresa tra 0,02 e 6,86 individui per metro lineare di costa, con picchi di 15 individui per metro lineare, arrivando in alcuni casi a più di 50 ind./m. Sulla base della bibliografia, valori compresi tra 0,002 e 0,05 possono essere considerati propri di tratti di costa facilmente accessibili dove la specie è oggetto di prelievo e quindi la popolazione, seppur presente può essere considerata in condizioni sfavorevoli.

Tuttavia, poiché il Parametro "Consistenza delle popolazioni" può essere calcolato solo applicando tecniche distruttive non è richiesta la valutazione con le presenti attività di monitoraggio.

Stima della qualità dell'habitat per la specie. A livello di ogni Regione andranno identificati i tratti costieri caratterizzati dalla presenza di substrato idoneo alla presenza della specie ovvero substrato roccioso prevalentemente calcareo, verticale o subverticale, sia naturale che artificiale, sia all'interno che all'esterno alla Rete Natura 2000. In ogni sito si dovrà procedere a:

1. determinare la *potenziale distribuzione della specie*, mediante il calcolo dell'estensione di substrati carbonatici verticali o sub-verticali dalla superficie fino a 20 m di profondità. La distribuzione dei substrati calcarei potrà essere estrapolata dalla cartografia geologica delle aree marine di ogni regione. In alternativa, si propongono rilievi video condotti dalla barca o da subacquei con l'ausilio di *scooter*. Oltre alle riprese video, sarà necessario registrare la traccia georeferenziata del natante, la data e la profondità di ciascun rilievo. Le riprese dovranno essere condotte all'interno di aree rappresentative dell'intero sito di indagine, scelte in base a dei pre-survey condotti in immersione o in base alle informazioni già esistenti in letteratura.
2. determinare il *parametro Habitat per la specie*, usando come *proxy* le aree di substrato danneggiato dalla pesca illegale al dattero di mare, applicando un approccio semplificato dei metodi proposti da Fanelli *et al.* (1994) e Frascchetti *et al.* (2001).

In ciascuna area da monitorare dovranno essere condotti, a profondità da definire durante i pre-survey, rilievi in immersione lungo tratti di costa orizzontali georiferiti di 100 m di lunghezza complessiva, nei quali allocare transetti di 20 m di lunghezza (ove condurre il rilievo) intervallati da spazi 5 m, per calcolare i relativi valori di intensità del danno si farà riferimento alla seguente scala di valutazione (da Fanelli *et al.*, 1994):

Descrizione	Valore	valutazione
Aree denudate assenti	0	Assenza di danno
Scarse aree denudate 20 x 20 cm	1	Assenza di danno
Scarse aree denudate 50 x 50 cm	2	Danno di minore entità
Scarse aree denudate 1 x 1 m	3	Danno di minore entità
Numerose aree denudate 20 x 20 cm	4	Danno di media entità
Numerose aree denudate 50 x 50 cm	5	Danno di media entità
Numerose aree denudate 1 x 1 m	6	Danno elevato
Desertificazione completa	7	Danno elevato

Le osservazioni lungo il transetto andranno condotte con la tecnica del *belt transect* considerando 50 cm sopra e 50 cm sotto il nastro metrato. Al termine del periodo di indagine, l'indice di valutazione del danno (Dw) sarà ottenuto applicando la formula:

$$Dw = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{Vi}{7}}{n}$$

dove V_i è la valutazione attribuita al transetto i , 7 è la massima valutazione negativa ed n è il numero di transetti effettuati. La valutazione della qualità dell'habitat per la specie risulterà:

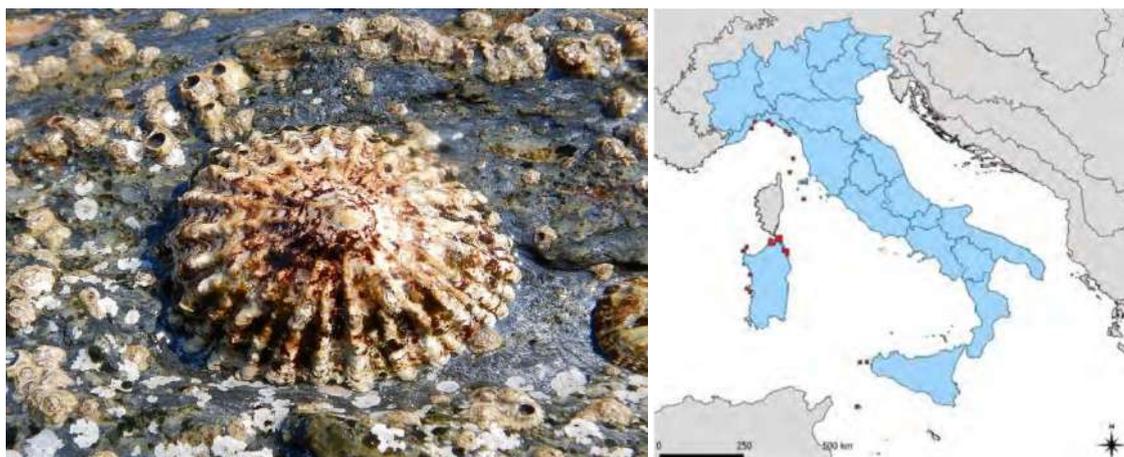
Dw	Qualità dell'habitat per la specie
0-0.2	Favorevole
0.21-0.3	Inadeguato
0.3-1	Sfavorevole

Indicazioni operative. Frequenza e periodo. Il monitoraggio dovrebbe essere condotto idealmente almeno una volta ogni due anni, preferibilmente nel periodo estivo. I rilievi dovranno essere condotti tra agosto e settembre per non perdere la possibilità di registrare l'evento di rilascio dei gameti.

Giornate di lavoro stimate per anno. In funzione dei tratti di costa colonizzati da questa specie e dell'entità delle popolazioni rinvenute. Il primo anno di attività sarà richiesto un impegno maggiore perché le attività di rilevamento vero e proprio devono essere precedute da una fase preliminare di individuazione formale dei tratti di costa rocciosa, con particolare attenzione alla fascia infralitorale, dove procedere con la conduzione delle attività di campo necessarie a verificare la presenza della specie. Risulta difficile valutare lo sforzo da impiegare per la raccolta dati, considerando che possano essere ottenuti sia in ARA sia tramite l'utilizzo di camere telecomandate. La possibilità di avvalersi di volontari, appositamente preparati, potrebbe ridurre notevolmente i costi e i tempi per la raccolta delle informazioni.

Numero minimo di persone da impiegare. Il monitoraggio deve prevedere la copertura dei tratti costieri tramite operatori scientifici subacquei o tramite volontari appositamente istruiti. Si suggerisce che ogni sopralluogo sia effettuato da almeno 2 operatori.

Patella ferruginea (Gmelin, 1791) (*Patella ferruginea*) - Codice Natura 2000: 1012



Patella ferruginea. (Foto S. Acunto). A destra: mappa di distribuzione della specie (fonte: IV Rapporto ex Art.17 Direttiva 92/43/CEE).

Classificazione: Classe *Gastropoda* – Superfamiglia *Patelloidea* – Famiglia *Patellidae*.

Criticità e impatti

Il pericolo per la sopravvivenza di questa specie è dovuto ad una raccolta indiscriminata a scopo alimentare, collezionistico, e per uso come esca. Il prelievo degli individui più grandi, che sono femmine adulte sulla cui conchiglia di frequente vivono i piccoli (che quindi vengono uccisi con la raccolta della madre), ha aggravato drammaticamente i risultati negativi di una raccolta eccessiva e incontrollata degli esemplari di questa specie, compromettendone la sopravvivenza in ampi settori del suo originario areale di distribuzione. Anche l'inquinamento, che ha provocato la diminuzione o la scomparsa di alcune specie algali delle quali questa patella si nutre, ha concorso alla sua ulteriore rarefazione. I risultati degli ultimi studi evidenziano un peggioramento dello stato delle popolazioni di *P. ferruginea*, con una quasi totale assenza di reclutamento ed una ulteriore diminuzione del numero di esemplari più grandi anche là dove la specie è ancora presente nelle acque italiane.

Stima del parametro popolazione

Sulla base della letteratura, la densità media delle popolazioni di questa specie è compresa tra 0,02 e 6,86 individui per metro lineare di costa, con picchi di 15 individui per metro lineare, arrivando in alcuni casi a più di 50 ind./m. Sulla base della bibliografia, valori compresi tra 0,002 e 0,05 possono essere considerati propri di tratti di costa facilmente accessibili dove la specie è oggetto di prelievo e quindi la popolazione, seppur presente può essere considerata in condizioni sfavorevoli.

Stima della qualità dell'habitat per la specie

Habitat qualificati per la specie sono costituiti da substrati duri da moderatamente a molto esposti al moto ondoso, sia di natura calcarea che granitica, nella fascia intertidale e quindi al limite tra il livello di alta e bassa marea fino a pochi metri di profondità.

Tecniche di monitoraggio

Per quanto riguarda le tecniche di monitoraggio si rimanda alla scheda metodologica ISPRA “Modulo 11F-Specie bentoniche protette: *Patella ferruginea*”, di riferimento per i “Programmi di monitoraggio per la strategia marina (Art. 11, D.Lgs. 190/2010)”, di cui si propone di seguito una sintesi:

Obiettivo del monitoraggio

Acquisire conoscenze adeguate sulla presenza e sulla struttura di popolazione del gasteropode *Patella ferruginea* (Gmelin, 1791), con particolare riguardo a distribuzione, densità ed abbondanza, e seguirne gli andamenti.

Gli obiettivi specifici delle attività di monitoraggio sono:

- definire la struttura di popolazione, utile anche all'analisi della sex-ratio;
- studiare l'influenza del substrato sulla presenza di *P. ferruginea*;
- analizzare l'effetto dell'esposizione al moto ondoso sulla distribuzione degli esemplari;
- valutare il possibile impatto della presenza umana confrontando zone a diverso grado di tutela/accessibilità.

Scelta delle aree di indagine

Aree con caratteristiche geomorfologiche favorevoli alla presenza della specie con particolare riguardo alle aree della Rete Natura 2000, preferibilmente ricadenti in AMP, ed alle aree identificate per il monitoraggio sullo stato di salute delle macroalghie secondo quanto richiesto in riferimento alla Direttiva 2000/60/CE.

Strategia di campionamento nell'area di indagine

Nelle aree di indagine identificate sulla base delle informazioni disponibili sulla potenziale presenza della specie saranno effettuati survey mediante rilevamenti visivi del tratto costiero focalizzando l'attenzione sul piano mesolitorale. Nel caso in cui sia accertata la presenza della specie si procederà all'attività di rilevamento selezionando 3 tratti costieri, anche discontinui, e collocando in ciascuno di essi 10 transetti di lunghezza pari a 25m ciascuno.

Strumenti di indagine

Scheda di campo (Allegato 1 alla scheda metodologica ISPRA: Modulo 11F), calibro di precisione, GPS, macchina fotografica.

Metodo di indagine

I rilevamenti saranno effettuati mediante sopralluoghi via terra, via mare e/o snorkeling. La raccolta dati sarà condotta mediante compilazione della Scheda di campo contenente le seguenti informazioni:

- caratteristiche della costa;
- presenza/assenza di *P. ferruginea*;
- densità di *P. ferruginea*;
- biometria degli esemplari (Allegato 2 alla scheda metodologica ISPRA: Modulo 11F);
- presenza di uno o entrambi i morfotipi (Allegato 2);
- presenza di giovanili e di presunti maschi e femmine (Allegato 2);
- eventuale presenza di specifiche criticità e/o impatti da attività antropiche.

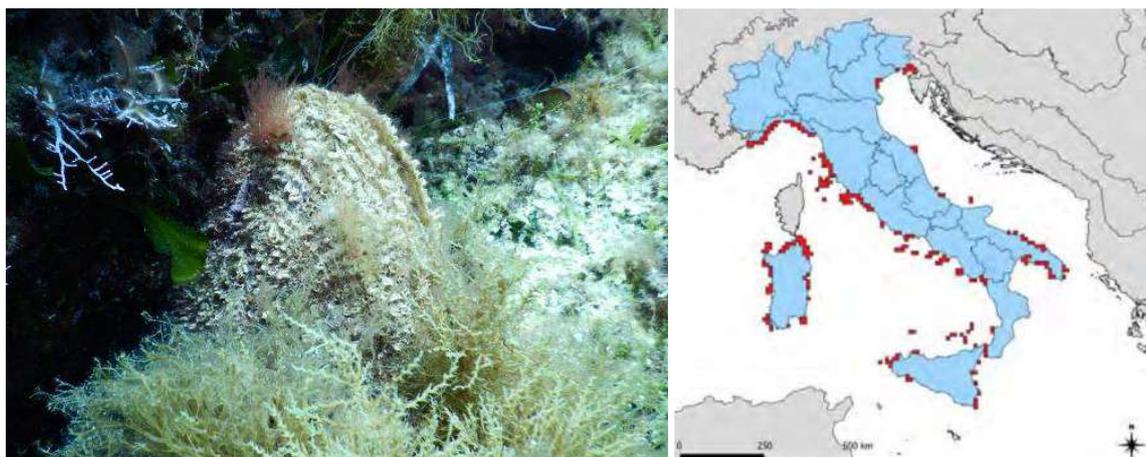
Per ogni individuo rinvenuto, opportunamente fotografato e catalogato, saranno rilevati dati biometrici, senza rimuoverlo dalla roccia. Inoltre, dovrà essere registrata la posizione del punto di ritrovamento, presa tramite GPS, e l'altezza rispetto allo zero, utilizzando un metro con approssimazione a 5 centimetri.

Nota: Gli individui di lunghezza inferiore a 10 mm dovranno essere censiti come appartenenti alla specie con "riserva", poiché le loro caratteristiche morfologiche potrebbero non consentire una identificazione sicura.

Periodo e frequenza

Il periodo di campionamento dovrà essere preferibilmente tra maggio e ottobre. La frequenza suggerita è annuale, variando la posizione delle aree di indagine da un anno all'altro e con ritorno sulle stesse aree ogni ciclo di monitoraggio biennale.

***Pinna nobilis* (Linneo, 1758) (Pinna) - Codice Natura 2000: 1028**



Pinna nobilis. (Foto S. Acunto). A destra: mappa di distribuzione della specie (fonte: IV Rapporto ex Art.17 Direttiva 92/43/CEE).

Classificazione: Classe *Bivalvia* – Ordine *Pterioida* – Famiglia *Pinnidae*

Criticità e impatti

La presenza di *P. nobilis*, è molto spesso legata alla prateria di *P. oceanica*, habitat che per svariati decenni ha subito fenomeni di regressione. La specie è anche soggetta alla raccolta per scopi ornamentali, alimentari ed è vulnerabile alla perdita di habitat, agli ancoraggi, agli attrezzi da pesca, in particolare alle reti da posta fissa e allo strascico illegale, agli effetti negativi legati all'espansione della presenza di specie non indigene, come l'alga *Lophocladia lallemandii*, che può alterarne le fonti potenziali di alimentazione, ed ai cambiamenti climatici (Basso *et al.*, 2015). Lo stato di conservazione al momento è molto preoccupante a causa soprattutto dell'evento di mortalità massiva provocato dal protozoo parassita *Haplosporidium pinnae* (Catanese *et al.*, 2018) che si è rapidamente diffuso in tutto il Mediterraneo ed ha colpito anche le isole dell'arcipelago toscano.

Stima del parametro popolazione

P. nobilis è presente in un ampio intervallo di profondità e di tipologie di substrato, in relazione ai quali può presentare densità di esemplari molto variabile. Basso *et al.* (2015), analizzando l'insieme delle pubblicazioni disponibili per l'intero Mediterraneo, rilevano che la densità media della popolazione, prima dell'evento di mortalità massiva precedentemente ricordato, risultava essere compresa tra $9,78 \pm 2,25$ ind./100m² (media \pm SE) con valori assoluti che potevano variare tra 0 e 130 ind./100m². Nei mari che bagnano l'Italia le maggiori densità risultano essere state registrate in Adriatico, con $11,30 \pm 2,17$ ind./100m², in Tirreno $6,25 \pm 2,52$ ind./100m² e nello Ionio con $0,004 \pm 0,004$ ind./100m².

Stima della qualità dell'habitat per la specie

P. nobilis è tipica del Piano Infralitorale, dove è comune nelle praterie di fanerogame, in particolare di *P. oceanica*, ma anche su fondali ghiaiosi, sabbiosi e fangosi, fino a circa 60 m di profondità, raggiungendo la parte più superficiale del Piano Circalitorale. Fattori che influiscono negativamente sulla presenza della specie, e che quindi devono essere registrati/segnalati se presenti nei siti di studio, sono costituiti dalla regressione e/o stress della prateria di *P. oceanica*, da squilibri sedimentari, da ancoraggi, da azione di attrezzi da pesca quali reti da posta fissa e strascico illegale, dagli effetti negativi dell'espansione di specie non indigene, come l'alga *L. lallemandii*, da anomalie termiche conseguenti ai cambiamenti climatici e dalla diffusione di microorganismi patogeni.

Tecniche di monitoraggio

Per quanto riguarda le tecniche di monitoraggio si rimanda alla scheda metodologica ISPRA "Modulo 11N-Specie bentoniche protette: *Pinna nobilis*", di riferimento per i "Programmi di monitoraggio per la strategia marina (Art. 11, D.Lgs. 190/2010)", di cui si propone di seguito una sintesi:

Obiettivo del monitoraggio

Acquisire conoscenze adeguate su presenza, distribuzione, abbondanza e struttura demografica di *Pinna nobilis* (Linneo, 1758) in siti ritenuti rappresentativi per la specie, posti preferibilmente all'interno di aree marine protette (AMP) e/o di aree della Rete Natura 2000, e monitorarne gli andamenti.

Scelta delle aree di indagine

Aree identificate per il monitoraggio della Direttiva 2000/60/CE sullo stato di salute delle praterie di *Posidonia oceanica*, preferibilmente ricadenti in AMP, e aree con caratteristiche geomorfologiche favorevoli alla presenza della specie con particolare riguardo alle aree della Rete Natura 2000, utilizzando, se disponibili, cartografie biocenotiche/bionomiche che riportino la presenza di popolamenti bentonici ai quali è associata la presenza della specie. In assenza di tali cartografie, le aree saranno individuate attraverso la conduzione di attività di pre-survey, basate su percorsi casuali in immersione stratificati in base a due intervalli batimetrici (5-12 m e 13-20 m), tese a verificare la presenza della specie.

Strategia di campionamento nell'area di indagine

In ciascuna area di indagine individuata andranno allocati 3 siti di studio, corrispondenti a celle di 100m x 100m. All'interno delle celle scelte per il monitoraggio saranno eseguiti 3 transetti (repliche) della lunghezza di 100 m ciascuno.

Strumenti di indagine

Scheda di campo (Allegato 1 alla scheda metodologica ISPRA: Modulo 11N), calibro (le specifiche sono riportate nell'Allegato 2 alla scheda metodologica ISPRA: Modulo 11N), GPS.

Metodo di indagine

L'acquisizione di dati quantitativi di abbondanza e composizione di taglia degli individui avviene mediante la conduzione di censimenti visivi in immersione con autorespiratore, secondo il piano di campionamento sopra descritto. Su ognuno dei due lati di ciascun transetto andrà considerata una fascia di 3 m (100m x 6m, complessivamente 600 mq). All'interno di ogni transetto andranno conteggiati tutti gli esemplari di *P. nobilis* presenti e, per ogni individuo, andranno acquisite le seguenti informazioni (riportate più in dettaglio nell'Allegato 2):

- stato di salute (vivo, morto o danneggiato);
- profondità di rinvenimento dei singoli esemplari;
- tipo di substrato (prateria di Posidonia o di altre fanerogame, fondo sabbioso/misto);
- segnalazione di specifiche criticità e/o impatti da attività antropiche

e, con l'ausilio del calibro, le seguenti variabili biometriche:

- altezza della conchiglia che fuoriesce dal substrato;
- larghezza massima al punto di massima ampiezza dorso-ventrale della conchiglia;
- larghezza minima alla base.

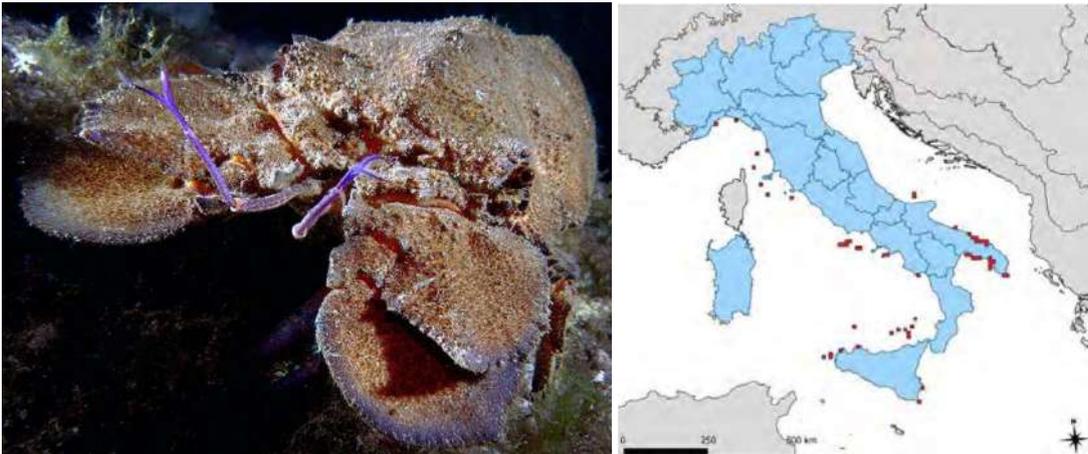
Periodo e frequenza

Il periodo di campionamento dovrà essere preferibilmente da maggio a ottobre. La frequenza suggerita è annuale, variando la posizione delle aree di indagine da un anno all'altro e tornando sulle stesse aree ogni ciclo di monitoraggio biennale.

Dati e informazioni da raccogliere

All'interno di ciascun transetto saranno conteggiati tutti gli individui presenti al fine di determinare la densità della specie (numero di individui per m²). Per ciascun individuo saranno inoltre acquisiti dati su stato di salute, profondità di rinvenimento e tipo di substrato, biometria. Infine sarà segnalata la presenza di specifiche criticità e/o impatti da attività antropiche.

Scyllarides latus (Latreille, 1802) (Magnosa) - Codice Natura 2000: 1090



Scyllarides latus. (Foto M. Solca). A destra: mappa di distribuzione della specie (fonte: IV Rapporto ex Art.17 Direttiva 92/43/CEE).

Classificazione: Classe *Malacostraca* – Ordine *Decapoda* – Famiglia *Scyllaridae*

Criticità e impatti

La principale minaccia per *S. latus* è il prelievo eccessivo. L'interesse commerciale per la specie, favorito anche dalle sue grandi dimensioni, ha condotto al sovrasfruttamento delle popolazioni in gran parte dell'areale e soprattutto nelle Azzorre e in Italia (Bianchini & Ragonese, 2007; Pessani & Mura, 2007). Le tipologie di pesca più utilizzate per la cattura delle magnose sono la pesca con le reti da posta (tramagli), le nasse e la pesca subacquea (Holthuis, 1991; Spanier & Lavalli, 2007).

Stima del parametro popolazione

Allo stato attuale, la mancanza di una metodologia di indagine standardizzata e collaudata (ed economicamente sostenibile) per la raccolta di dati quantitativi sulla specie non consente una stima del parametro popolazione pienamente affidabile. Tuttavia, attraverso l'attivazione di una rete di raccolta dati basata sui metodi sopra riportati, è possibile migliorare ed aggiornare le conoscenze sulla presenza delle specie lungo le coste italiane e sulla effettiva consistenza delle popolazioni.

Infine, è utile arricchire la raccolta dati con informazioni aggiuntive sulla biometria (lunghezza totale, lunghezza e larghezza del carapace) degli individui osservati/campionati, essendo la struttura di taglia uno dei parametri che possono contribuire alla valutazione dello stato di salute delle popolazioni.

Stima della qualità dell'habitat per la specie

I parametri principali per valutare la qualità degli habitat maggiormente frequentati dalla magnosa, il coralligeno e le praterie di *P. oceanica*, sono la disponibilità di anfratti rocciosi in cui gli individui si rifugiano durante il giorno, la disponibilità di prede (bivalvi e gasteropodi) e il livello della pressione antropica determinata principalmente dalle attività di pesca. A parità di condizioni ambientali, le aree più favorevoli per la specie sono pertanto quelle in cui le attività di prelievo sono regolamentate o addirittura non consentite.

Tecniche di monitoraggio

I metodi di osservazione *in situ*, come i censimenti visuali in immersione, che non si basano sul prelievo degli organismi rappresentano per molte specie protette una metodologia ideale di raccolta dati. Tali metodi possono tuttavia risultare inefficaci per il monitoraggio di specie come *S. latus*, caratterizzate da abitudini tipicamente notturne e densità di popolazione molto esigue. Ad oggi, in effetti, non si dispone ancora di una metodologia di indagine standardizzata e riconosciuta a livello internazionale per il monitoraggio della magnosa.

Alcuni dati sulla presenza della specie possono essere acquisiti in modo “opportunistico” dalle attività subacquee ricreative svolte dai centri di immersione che operano lungo gran parte delle coste italiane. Attraverso le segnalazioni dei subacquei (modalità propria della *citizen science*), preventivamente edotti sullo scopo dell’iniziativa e la tipologia di informazioni da raccogliere, è infatti possibile acquisire dati di tipo semiquantitativo sulla specie, sia in aree soggette a tutela ambientale (Aree marine protette, Siti di interesse comunitario) che all’esterno di esse.

Una più consistente quantità di informazioni è invece ottenibile attraverso la realizzazione di un sistema di rilevamento sistematico su scala regionale delle catture di esemplari derivanti dalle diverse attività di prelievo (pesca professionale e, auspicabilmente, sportiva). Tale raccolta dati dovrebbe interessare l’intera area di distribuzione della specie riportata in letteratura, ovvero tutte le coste italiane ad eccezione dell’Adriatico centrale e settentrionale.

Indicazioni operative. Frequenza e periodo. Considerata la tipologia di raccolta dati proposta e la probabile esiguità delle segnalazioni, si suggerisce di condurre i monitoraggi basati sulle immersioni ricreative e sui dati di cattura in ogni stagione. I dati relativi alle immersioni ricreative dovrebbero essere raccolti durante l’intero periodo di reporting (6 anni), quelli invece riguardanti le catture ogni due anni.

Giornate di lavoro stimate per anno. È assai difficile quantificare a priori lo sforzo di rilevamento impiegato per la raccolta dati utilizzando le metodiche sopra indicate, essendo questo dipendente da una serie di parametri (numero dei centri immersione interessati e delle immersioni effettuate, numero delle marinerie e dei pescatori coinvolti per il monitoraggio delle catture etc.) non prevedibili e, verosimilmente, variabili di anno in anno.

Numero minimo di persone da impiegare. Vedi le considerazioni riportate al punto precedente.

5. Protocolli di monitoraggio presso le isole di CAPRAIA e GIANNUTRI

5.1. Habitat 1120*

Per il monitoraggio dell'habitat 1120* si propone di utilizzare tecniche non distruttive adatte allo studio della macrostruttura delle praterie di *Posidonia oceanica* attraverso descrittori quali copertura, densità delle piante, caratteristiche ed evoluzione dei limiti.

Allo scopo di valutare lo stato di qualità dell'habitat, vengono proposti approcci basati sull'applicazione dei seguenti indici ecologici sintetici: l'Indice di Conservazione (Conservation Index = CI), l'Indice di Sostituzione (Substitution Index = SI), l'indice di Cambiamento di Fase (Phase Shift Index: PSI) e l'indice di Patchiness (Patchiness Index: PI).

Come indicato al precedente paragrafo 1.3 di questo documento, CI, SI, PSI e PI rappresentano strumenti utili per valutare la qualità degli ambienti costieri e sono indici ecologici che soddisfano molti dei criteri elencati da Dale e Beyeler (2001): sono facilmente misurabili; sono in grado di segnalare un cambiamento imminente nel sistema ecologico; si integrano a fornire una valutazione dell'intero sistema; sono sensibili agli stress prodotti dalle attività umane. Un altro importante vantaggio è che, diversamente da altri descrittori standardizzati, non richiedono il prelievo di piante.

Tecniche di campionamento

Densità

La densità della prateria verrà ottenuta mediante conta dei fasci effettuata da operatori subacquei opportunamente addestrati all'interno di un quadrato di 40x40cm (con un minimo di 10 repliche presso le stazioni a 10-15 m di profondità e 6 presso le stazioni a 20-25 m o presso il limite inferiore). I numeri di fasci per quadrato devono essere poi riportati al m².

Copertura

Per ottenere informazioni sulla copertura di *Posidonia oceanica* potranno essere utilizzati in alternativa:

- rilievi fotogrammetrici in immersione mediante impiego di scooter subacquei equipaggiati con foto o video camere per la raccolta continua di immagini nadirali lungo transetti. I transetti vengono registrati e sincronizzati con la traccia di una boa, dotata di sistema di posizionamento GPS, trainata dal subacqueo impiegato nelle operazioni di campionamento del dataset fotografico. Durante la raccolta dati la velocità e la distanza dal fondale devono essere mantenute costanti e rispettivamente di circa 45 metri al minuto e 5 metri. Tali accorgimenti permettono di raccogliere immagini ogni secondo con una sovrapposizione superiore al 70% (Acunto *et al.* in PNAT, 2020b).
- rilevamento video o fotografico ed analisi di immagini (minimo 10 *fotoframes*) di superfici di 0.25 m² in praterie continue ed uniformi e di 1 m² in praterie discontinue (Duarte e Kirkman, 2001);
- stime visive su una superficie di fondo prestabilita effettuata indipendentemente da due operatori subacquei opportunamente addestrati sospesi alcuni metri sopra il fondo (Buia *et al.*, 2004).

Tipologia e condizioni del limite inferiore

I limiti delle praterie verranno studiati attraverso rilievi fotogrammetrici eseguiti in immersione mediante l'impiego di scooter subacquei equipaggiati con foto o video camere per la raccolta continua di immagini nadirali lungo transetti georeferenziati (come per rilevamento copertura).

La profondità e la tipologia del limite inferiore potranno essere valutate anche mediante l'ausilio di R.O.V. dotato di strumentazione video fotografica (Acunto *et al.* in PNAT, 2020b).

Protocollo di campionamento

Isola di Giannutri

Il monitoraggio dovrà essere realizzato presso 2 aree di campionamento per ciascuna delle 3 Zone a mare con diverso livello di protezione: Zona 1, Zona 2 e Zona non regolamentata (Figura 4).

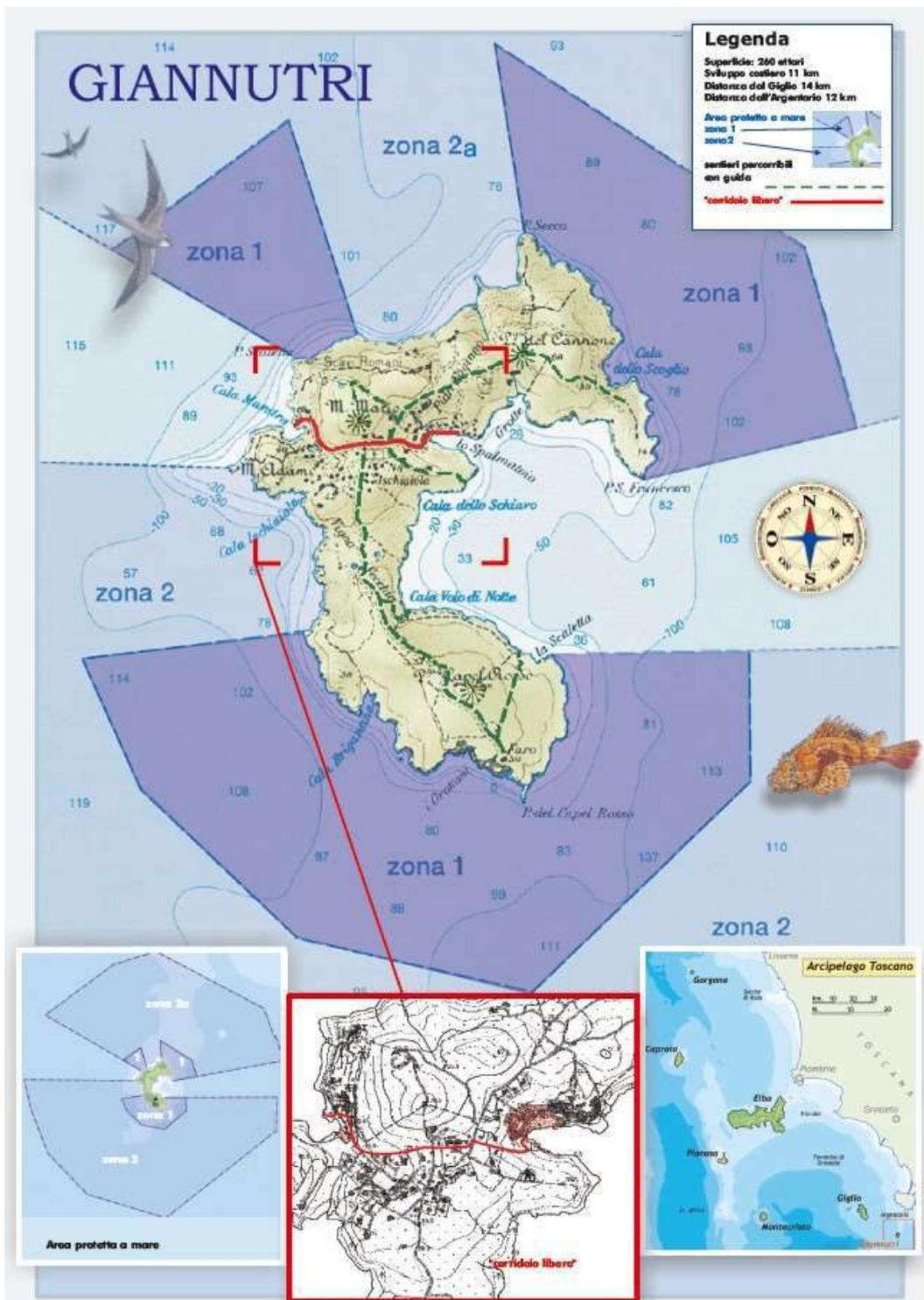


Figura 4. Zonazione dell'area protetta a mare del Parco Nazionale dell'Arcipelago Toscano presso l'isola di Giannutri (da sito Web PNAT: www.islepark.it).

In ciascuna area di campionamento verranno selezionate due stazioni una superficiale (10 – 15 m di profondità) ed una profonda (20 – 25 m o presso il limite inferiore della prateria se meno profondo). La localizzazione delle 6 aree di campionamento è riportata in Figura 5.



Figura 5. Localizzazione delle 6 aree di campionamento presso l'isola di Giannutri (GR).

In Tabella 14 sono indicate le coordinate geografiche dei punti nell'intorno dei quali dovranno essere posizionate le stazioni per il rilevamento dei dati.

Tabella 14. Coordinate geografiche dei punti indicativi delle aree di campionamento.

Zona di tutela	Nome area di campionamento	Latitudine	Longitudine
Zona 1	POS Z1A	42°14'29.76"N	11°05'59.81"E
Zona 1	POS Z1B	42°14'37.55"N	11°06'44.66"E
Zona 2	POS Z2A	42°14'47.39"N	11°05'47.21"E
Zona 2	POS Z2B	42°15'42.73"N	11°06'30.84"E
Zona Non Regolamentata	POS NRA	42°14'58.54"N	11°06'12.39"E
Zona Non Regolamentata	POS NRB	42°15'14.92"N	11°06'48.24"E

Il campionamento dovrà essere realizzato con cadenza biennale nel periodo giugno – settembre.

Isola di Capraia

Il monitoraggio dovrà essere realizzato presso 2 aree di campionamento per ciascuna di 5 Zone a diverso livello di protezione (Zona MA, Zona MB, Zona MC, Zona MD e Zona non regolamentata) (Figura 6).

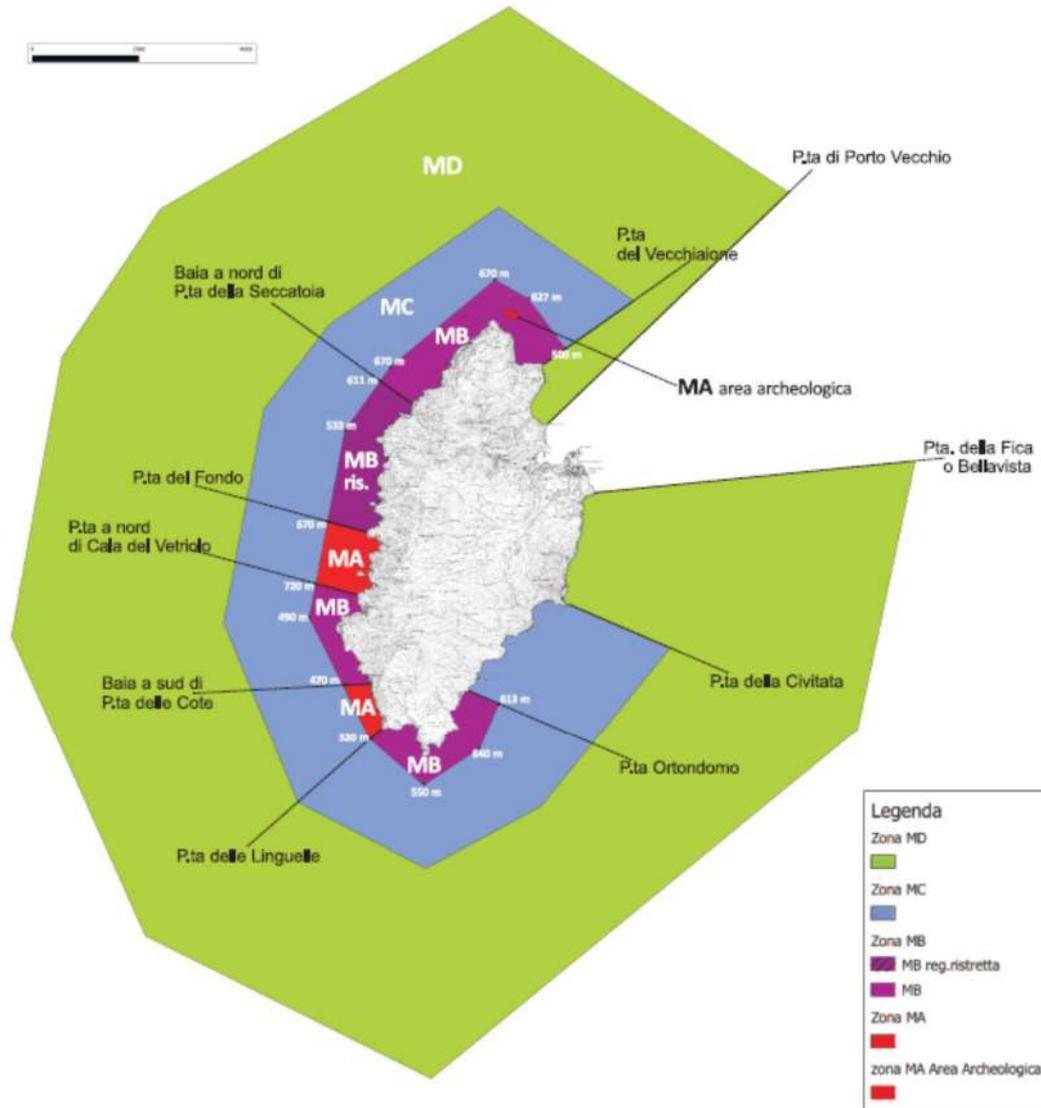


Figura 6: Zonazione a mare del Parco Nazionale dell'Arcipelago Toscano presso l'isola di Capraia. I numeri riportati sulla carta sono indicativi della distanza in metri (m) dalla costa (da sito Web PNAT: www.islepark.it).

In ciascuna area di campionamento verranno selezionate due stazioni, una superficiale (10 – 15 m di profondità) ed una profonda (20 – 25 m o presso il limite inferiore della prateria se meno profondo). La localizzazione delle 10 aree di campionamento è riportata in Figura 7.



Figura 7. Localizzazione delle 10 aree di campionamento presso l'isola di Capraia (LI).

In Tabella 15 sono indicate le coordinate geografiche dei punti nell'intorno dei quali dovranno essere posizionate le stazioni per il rilevamento dei dati.

Tabella 15. Coordinate geografiche dei punti indicativi delle aree di campionamento.

Zona di tutela	Nome area di campionamento	Latitudine	Longitudine
Zona MA	POS MA1	43° 0'31.96"N	9°47'59.62"E
Zona MA	POS MA2	43° 2'10.38"N	9°47'49.68"E
Zona MB	POS MB1	43° 0'21.84"N	9°48'22.48"E
Zona MB	POS MB2	43° 3'44.18"N	9°48'38.79"E
Zona MC	POS MC1	43° 1'28.80"N	9°50'10.60"E
Zona MC	POS MC2	43° 0'56.65"N	9°49'25.71"E
Zona MD	POS MD1	43° 2'34.76"N	9°50'47.75"E
Zona MD	POS MD2	43° 3'35.42"N	9°50'13.25"E
Zona Non Regolamentata	POS NR1	43° 3'00.37"N	9°50'43.19"E
Zona Non Regolamentata	POS NR2	43° 3'15.55"N	9°50'18.34"E

Il campionamento dovrà essere realizzato con cadenza biennale nel periodo giugno – settembre. Verranno monitorate tutte le aree solo il primo anno, successivamente per ogni biennio verranno studiate o le 6 aree posizionate nelle Zone NR, MD ed MC oppure le 4 aree in MB ed MA alternandole in modo tale che ogni 4 anni il monitoraggio sia ripetuto negli stessi luoghi.

5.2. Habitat 1170

Per il monitoraggio dell'habitat 1170 si propone di applicare l'indice CARLIT per lo studio dell'ambiente roccioso superficiale e la procedura STAR per la valutazione dell'habitat più profondo caratterizzato dal coralligeno. Entrambi i metodi di monitoraggio proposti utilizzano tecniche di rilevamento non distruttivo.

Tecniche di campionamento

Per le procedure ed i metodi di calcolo dell'indice CARLIT si rimanda al paragrafo 2.5 di questo documento. Per ulteriori approfondimenti sono disponibili le linee guida riportate nei documenti ISPRA: a) "Quaderno metodologico sull'elemento biologico macroalghe e sul calcolo dello stato ecologico secondo la metodologia CARLIT" (Mangialajo L., Sartoni G., Giovanardi F., 2008) e sua successiva integrazione: b) "Integrazione al Quaderno metodologico ISPRA per il calcolo dello stato ecologico secondo la metodologia CARLIT. Procedure di campionamento per la raccolta dati" (Gennaro P., Rende S.F., 2012), entrambi pubblicati sul nodo nazionale WISE-SINTAI (http://www.sintai.isprambiente.it/faces/public/DLGS152_06/acq_mar_cos.xhtml). La documentazione tecnica comprende anche l'Atlante Tassonomico delle principali specie e associazioni macroalgali che si possono trovare lungo i litorali Italiani.

L'applicazione della procedura STAR utilizza per la valutazione della struttura dei popolamenti ed il tasso di sedimentazione il metodo di campionamento fotografico, integrandolo con ulteriori informazioni quali la taglia delle colonie di specie erette (misurando l'altezza della colonia più alta di ciascuna specie eretta presente), la percentuale di necrosi ed epibiosi e lo spessore e consistenza delle concrezioni calcaree mediante il metodo RVA (Gatti *et al.*, 2012; Gatti *et al.*, 2015; Piazzini *et al.*, 2017). Per una più ampia descrizione delle modalità di applicazione della procedura si rimanda al paragrafo 2.5 di questo documento ed alla bibliografia di riferimento citata.

Protocollo di campionamento

Il CARLIT, basato sul campionamento visuale delle comunità algali superficiali, deve essere applicato in primavera, periodo di massimo sviluppo delle specie cospicue. La finestra temporale considerata favorevole è, in generale, quella compresa tra i mesi di aprile e giugno.

La raccolta dei dati viene effettuata seguendo la costa da una piccola imbarcazione, ad una distanza di circa 3-4 m. Si annotano le comunità dominanti sul supporto cartografico (fotografie aeree), insieme alle caratteristiche geomorfologiche della costa studiata. Le unità di campionamento sono settori omogenei, sia per quel che riguarda la comunità che le caratteristiche geomorfologiche, di linea di costa. Le discontinuità tra comunità e/o tra le caratteristiche geomorfologiche segnano i limiti dei settori, che sono quindi di lunghezza variabile. Non viene considerata la variabilità spaziale a scala inferiore ai 50 m (pertanto ogni singolo settore sarà di lunghezza maggiore o uguale a 50 m).

Anche la procedura STAR, come per il CARLIT, prevede che il monitoraggio venga realizzato nel periodo compreso tra aprile e giugno.

Il campionamento viene eseguito alla profondità di circa 35 m su substrato verticale (inclinazione di circa 85-90°). In ciascun sito di indagine vengono selezionate con tecniche di campionamento casuale 3 aree di 4 m² ciascuna, separate tra loro di qualche decina di metri, all'interno delle quali vengono eseguite da subacquei scientifici un minimo di 10 repliche fotografiche di superfici pari a 0.2 m², complessivamente per le tre aree si campionerà quindi una superficie totale di 6 m². Nelle stesse tre aree verranno rilevati in immersione tutte le altre informazioni relative agli altri descrittori.

Il disegno di campionamento descritto permette un'analisi dei dati attraverso un approccio sia paesaggistico che biocenotico.

Isola di Giannutri

Per ciascuna delle due matrici: ambiente roccioso superficiale e coralligeno, il monitoraggio dovrà essere realizzato presso 2 siti di indagine per ciascuna delle 3 Zone a mare con diverso livello di protezione: Zona 1, Zona 2 e Zona non regolamentata (Figura 4).

Ambiente roccioso superficiale:

La localizzazione dei 6 siti di indagine per il monitoraggio dell'ambiente roccioso superficiale è riportata in Figura 8.

Pagina | 50

RTI composta da: NEMO srl e MAREA Studio Associato



In Tabella 16 sono indicate le coordinate geografiche dei punti nell'intorno dei quali dovrà essere campionato un tratto di costa della lunghezza di almeno 500 m.



Figura 8. Localizzazione dei 6 siti di indagine dell'ambiente roccioso superficiale presso l'isola di Giannutri (GR).

Tabella 16. Coordinate geografiche dei punti indicativi delle aree di campionamento.

Zona di tutela	Nome area di campionamento	Latitudine	Longitudine
Zona 1	CARLIT Z1A	42°14'25.84"N	11° 6'42.84"E
Zona 1	CARLIT Z1B	42°15'39.48"N	11° 6'49.17"E
Zona 2	CARLIT Z2A	42°14'52.09"N	11° 5'47.93"E
Zona 2	CARLIT Z2B	42°15'34.01"N	11° 6'18.29"E
Zona Non Regolamentata	CARLIT NRA	42°14'43.71"N	11° 6'27.90"E
Zona Non Regolamentata	CARLIT NRB	42°15'13.94"N	11° 6'53.05"E

Il monitoraggio dovrà essere realizzato con cadenza biennale.

Coralligeno:

La localizzazione dei 6 siti di indagine per il monitoraggio del coralligeno è riportata in Figura 9.

In Tabella 17 sono indicate le coordinate geografiche dei punti nell'intorno dei quali dovranno essere posizionate le aree di campionamento.



Figura 9. Localizzazione dei 6 siti di indagine del coralligeno presso l'isola di Giannutri (GR).

Tabella 17. Coordinate geografiche dei punti indicativi delle aree di campionamento.

Zona di tutela	Nome area di campionamento	Latitudine	Longitudine
Zona 1	COR Z1A	42°14'14.98"N	11° 6'33.15"E
Zona 1	COR Z1B	42°15'31.05"N	11° 6'57.69"E
Zona 2	COR Z2A	42°14'43.92"N	11° 5'43.97"E
Zona 2	COR Z2B	42°15'49.73"N	11° 6'31.19"E
Zona Non Regolamentata	COR NRA	42°15'27.59"N	11° 5'41.12"E
Zona Non Regolamentata	COR NRB	42°15'04.78"N	11° 7'02.50"E

Il monitoraggio dovrà essere realizzato con cadenza biennale.

Isola di Capraia

Il monitoraggio della costa rocciosa superficiale dovrà essere realizzato presso 2 siti di indagine per ciascuna di 5 Zone a diverso livello di protezione (Zona MA, Zona MB, Zona MC, Zona MD e Zona non regolamentata) (Figura 6).

Il monitoraggio del coralligeno dovrà essere realizzato in 2 siti di indagine in ciascuna di 3 Zone a diverso livello di protezione (Zona MB, Zona MC, e Zona non regolamentata). Le Zone MA ed MD vengono escluse per l'assenza di siti idonei a questo tipo di monitoraggio (Figura 6).

Costa rocciosa superficiale:

La localizzazione dei 10 siti di indagine per il monitoraggio della costa rocciosa superficiale è riportata in Figura 10.

In Tabella 18 sono indicate le coordinate geografiche dei punti nell'intorno dei quali dovrà essere campionato un tratto di costa della lunghezza di almeno 500 m.



Figura 10. Localizzazione dei 10 siti di indagine della costa rocciosa superficiale presso l'isola di Capraia (LI).

Tabella 18. Coordinate geografiche dei punti indicativi delle aree di campionamento.

Zona di tutela	Nome area di campionamento	Latitudine	Longitudine
Zona MA	CARLIT MA1	43° 00'38.99"N	9°47'59.39"E
Zona MA	CARLIT MA2	43° 02'03.80"N	9°47'55.65"E
Zona MB	CARLIT MB1	43° 01'23.70"N	9°47'28.39"E
Zona MB	CARLIT MB2	43° 03'41.16"N	9°48'38.51"E
Zona MC	CARLIT MC1	43° 01'20.76"N	9°49'59.34"E
Zona MC	CARLIT MC2	43° 01'04.05"N	9°49'36.79"E
Zona MD	CARLIT MD1	43° 02'05.81"N	9°50'38.01"E
Zona MD	CARLIT MD2	43° 03'46.70"N	9°50'15.36"E
Zona Non Regolamentata	CARLIT NR1	43° 02'50.31"N	9°50'47.44"E
Zona Non Regolamentata	CARLIT NR2	43° 03'14.78"N	9°50'14.65"E

Il campionamento dovrà essere realizzato con cadenza biennale. Verranno monitorate tutte le aree solo il primo anno, successivamente per ogni biennio verranno studiate o le 6 aree posizionate nelle Zone NR, MD ed MC oppure le 4 aree in MB ed MA alternandole in modo tale che ogni 4 anni il monitoraggio sia ripetuto negli stessi luoghi.

Coralligeno:

La localizzazione dei 6 siti di indagine per il monitoraggio del coralligeno è riportata in Figura 11.

In Tabella 19 sono indicate le coordinate geografiche dei punti nell'intorno dei quali dovranno essere posizionate le aree di campionamento.



Figura 11. Localizzazione dei 6 siti di indagine del coralligeno presso l'isola di Capraia (LI).

Tabella 19. Coordinate geografiche dei punti indicativi delle aree di campionamento.

Zona di tutela	Nome area di campionamento	Latitudine	Longitudine
Zona MB	COR MB1	43° 0'6.48"N	9°48'36.69"E
Zona MB	COR MB2	43° 3'14.06"N	9°47'56.40"E
Zona MC	COR MC1	43° 1'32.98"N	9°50'30.23"E
Zona MC	COR MC2	43° 0'52.63"N	9°49'28.59"E
Zona Non Regolamentata	COR NR1	43° 3'13.70"N	9°50'42.62"E
Zona Non Regolamentata	COR NR2	43° 2'40.39"N	9°50'56.28"E

Il campionamento dovrà essere realizzato con cadenza biennale.

5.3. Habitat 8330

Gli studi in un ambiente complesso come quello delle grotte sommerse fa sì che le metodiche di indagine siano meno standardizzate e spesso riconducibili alle stesse tecniche utilizzate per le scogliere con cui sono ecologicamente connesse.

Tecniche di campionamento

Per studiare efficacemente l'habitat 8330 è necessario adottare tecniche in immersione subacquea. Gli organismi bentonici devono essere studiati tramite campionamenti non distruttivi come rilievi fotografici o tracciati video. Esemplari (o frammenti di esemplari) devono essere raccolti da personale scientifico quando le esigenze di riconoscimento tassonomico lo richiedono.

Protocollo di campionamento

Per ottenere informazioni sui popolamenti di grotta (biodiversità, abbondanza, ricoprimento percentuale) è necessario che i rilievi video e fotografici siano rappresentativi dei diversi ambienti che si succedono in una grotta e che sono caratterizzati da una progressiva diminuzione di luminosità dall'ingresso fino al fondo.

In ciascuna grotta dovranno essere individuati 4 settori: esterno (le immediate vicinanze della soglia di ingresso), avangrotta (dall'ingresso fino ad almeno 5 m verso l'interno), centro grotta e fondo (la parte raggiungibile più interna). Presso ciascuno di questi settori verranno eseguite, da subacquei scientifici specificamente addestrati, un minimo di 6 repliche fotografiche di superfici pari a 0.2 m² (3 per ciascuna delle due pareti laterali). Inoltre, nel caso delle grotte completamente sommerse di Giannutri, per ciascuno dei tre settori interni alla grotta andranno eseguite 3 repliche fotografiche sulla volta (utili anche per il monitoraggio di *Corallium rubrum*).

Isola di Giannutri

Si propone di monitorare 2 delle grotte completamente sommerse più rappresentative presenti presso l'isola di Giannutri: La Grotta dei Cocci e la Grotta Maurizio Sarra (Tabella 20 e Figura 12). Le due grotte presentano l'imboccatura tra i 38 ed i 45 m di profondità e vengono ritenute particolarmente importanti in quanto custodi di popolazioni di *Corallium rubrum*, anch'esse da tenere sotto osservazione (per i dettagli si rimanda al Paragrafo 5.5).

Tabella 20. Coordinate geografiche dei punti che individuano il posizionamento delle grotte oggetto di monitoraggio.

Nome grotta	Latitudine	Longitudine
MAURIZIO SARRA	42°14'18.58"N	11° 6'11.03"E
DEI COCCI	42°14'15.00"N	11° 6'33.08"E

Isola di Capraia

Per quanto riguarda l'isola di Capraia si propone il monitoraggio delle 2 grotte semisommerse più vulnerabili alla fruizione turistica in quanto periodicamente visitate con piccoli natanti o a nuoto: La Grotta della Foca (o *Du Bue Marinu*) e la Grotta dell'Acquissucola (Tabella 21 e Figura 13).

Tabella 21. Coordinate geografiche dei punti che individuano il posizionamento delle grotte oggetto di monitoraggio.

Nome grotta	Latitudine	Longitudine
DELL'ACQUISSUCOLA	43° 3'37.59"N	9°48'37.80"E
DELLA FOCA	43° 0'56.41"N	9°47'51.74"E



Figura 12. Localizzazione delle due grotte sommerse oggetto di monitoraggio presso l'isola di Giannutri (GR).



Figura 13. Localizzazione delle due grotte semi-sommerse oggetto di monitoraggio presso l'isola di Capraia (LI).

Il campionamento dovrà essere realizzato con cadenza biennale nel periodo compreso tra aprile e giugno.

5.4. Fauna ittica

Le attività di monitoraggio avranno l'obiettivo di valutare l'efficacia ecologica delle misure di protezione esistenti presso le due isole: attraverso il confronto delle potenziali differenze tra i dati di presenza e abbondanza dell'intero popolamento ittico e di alcune specie target tra le diverse Zone si valuta l'effetto di differenti livelli di protezione/gestione. A questo scopo, si propone di condurre i monitoraggi della fauna ittica attraverso la tecnica di censimento visivo, normalmente indicata come *underwater visual census* (UVC), che consiste nell'identificazione e nell'osservazione delle specie nel loro *habitat* naturale. Si attua attraverso tecniche di campionamento non distruttivo che non produce impatti né sulle specie né sugli *habitat* ed ha il vantaggio di consentire una valutazione degli ambienti a cui le specie ittiche, oggetto di studio, sono associate.

Tecniche di campionamento

L'operatore subacqueo che deve effettuare un censimento visivo deve essere capace di identificare correttamente le specie ittiche che popolano una determinata area ed essere allenato a stimarne le dimensioni. La lunghezza totale (LT) di un pesce può essere stimata attraverso categorie di taglia (piccola, media, grande).

L'indagine subacquea deve essere impostata per ottenere:

- Composizione in specie
- Composizione in taglia
- Stime di abbondanza

Il rilevamento dovrà essere effettuato in immersione con autorespiratore e le informazioni raccolte vanno annotate su una tavoletta in PVC o su fogli di plastica montati sulla tavoletta stessa. La tavoletta o i fogli devono essere predisposti prima dell'immersione in base alle informazioni che devono essere raccolte. Oltre alla tavoletta, il materiale necessario cambia a seconda del metodo utilizzato.

Il conteggio di esemplari isolati viene realizzato fino ad un certo livello di numerosità variabile e da specificare. Oltre al numero definito a priori si registrano solo i gruppi incontrati.

Le tecniche da utilizzare potranno essere:

- Percorsi
- Transetti (sequenziali, simultanei)
- Punti fissi
- Utilizzo di foto e video camere

Protocollo di campionamento

Le indagini dovranno prevedere l'osservazione *in situ* della fauna ittica lungo transetti o in punti fissi dove effettuare l'identificazione, il conteggio e la stima della taglia dei pesci incontrati. Il fondo dovrà essere omogeneo per profondità e tipologia di substrato.

Particolare attenzione andrà rivolta alle popolazioni delle seguenti specie:

- *Diplodus spp.*
- *Dentex dentex*
- *Sparus aurata*
- *Spondyllosoma cantharus*
- *Epinephelus marginatus*
- *Hippocampus spp.*
- *Phycis phycis*
- *Sciaena umbra*
- *Seriola dumerilii*

In ciascuna area di campionamento verranno selezionati in modo casuale due siti, distanti tra loro circa 100 m, dove verranno realizzati 2 transetti di 25 × 5 m all'interno di ciascuno di due diversi intervalli di profondità (5-10 m e 15-20 m). In alternativa ai transetti si potrà utilizzare la tecnica di rilevamento per punti fissi. In questo caso, il campionamento dovrà prevedere per ciascuna delle due fasce batimetriche la realizzazione di 4 punti fissi distanziati tra loro di un minimo di 10 m. Il campionamento per punti fissi dovrà avere una durata effettiva di 8 minuti per ciascun punto di campionamento.

Lungo ogni transetto o presso ciascun punto fisso verrà registrata la specie, la taglia (espressa in centimetri) e l'abbondanza di tutti gli esemplari incontrati. Il campionamento andrà realizzato su substrati rocciosi dove altri tipi di substrato, quali sabbia o posidonieto, presentano un'estensione inferiore al 10% sia all'interno che in prossimità dei transetti.

Indicazioni qualitative sul popolamento ittico potranno essere raccolte, in particolare presso i siti di immersione frequentati dai subacquei sportivi, attraverso l'ausilio di operatori volontari opportunamente addestrati nell'ambito di programmi di *citizen science* ed adottando tecniche di rilevamento lungo percorsi con eventuale utilizzo di foto e video camere.

Isola di Giannutri

Il monitoraggio dovrà essere realizzato presso 2 aree di campionamento per ciascuna delle 3 Zone a mare con diverso livello di protezione: Zona 1, Zona 2 e Zona non regolamentata (Figura 4). La localizzazione delle 6 aree di campionamento è riportata in Figura 14.



Figura 14. Localizzazione delle 6 aree di campionamento presso l'isola di Giannutri (GR).

In Tabella 22 sono indicate le coordinate geografiche dei punti nell'intorno dei quali dovranno essere posizionate le aree per il rilevamento dei dati.

Tabella 22. Coordinate geografiche dei punti indicativi delle aree di campionamento.

Zona di tutela	Nome area di campionamento	Latitudine	Longitudine
Zona 1	PESCI Z1A	42°14'14.99"N	11° 6'33.48"E
Zona 1	PESCI Z1B	42°15'22.47"N	11° 7'00.02"E
Zona 2	PESCI Z2A	42°14'43.83"N	11° 5'45.81"E
Zona 2	PESCI Z2B	42°15'45.50"N	11° 6'32.15"E
Zona Non Regolamentata	PESCI NRA	42°15'06.08"N	11° 6'58.37"E
Zona Non Regolamentata	PESCI NRB	42°15'12.84"N	11° 5'32.03"E

Il campionamento dovrà essere realizzato con cadenza biennale nel periodo settembre - ottobre.

Isola di Capraia

Il monitoraggio dovrà essere realizzato presso 2 aree di campionamento per ciascuna di 5 Zone a diverso livello di protezione (Zona MA, Zona MB, Zona MC, Zona MD e Zona non regolamentata) (Figura 6). La localizzazione delle 10 aree di campionamento è riportata in Figura 15.



Figura 15. Localizzazione delle 10 aree di campionamento presso l'isola di Capraia (LI).

In Tabella 23 sono indicate le coordinate geografiche dei punti nell'intorno dei quali dovranno essere posizionate le aree per il rilevamento dei dati.

Tabella 15. Coordinate geografiche dei punti indicativi delle aree di campionamento.

Zona di tutela	Nome area di campionamento	Latitudine	Longitudine
Zona MA	PESCI MA1	43° 0'25.90"N	9°48'03.69"E
Zona MA	PESCI MA2	43° 1'53.65"N	9°47'45.16"E
Zona MB	PESCI MB1	43° 0'07.03"N	9°48'36.56"E
Zona MB	PESCI MB2	43° 3'13.05"N	9°47'57.71"E
Zona MC	PESCI MC1	43° 1'33.01"N	9°50'27.40"E
Zona MC	PESCI MC2	43° 0'52.66"N	9°49'27.58"E
Zona MD	PESCI MD1	43° 2'38.52"N	9°50'51.64"E
Zona MD	PESCI MD2	43° 3'48.58"N	9°50'17.45"E
Zona Non Regolamentata	PESCI NR1	43° 3'07.87"N	9°50'40.57"E
Zona Non Regolamentata	PESCI NR2	43° 3'19.72"N	9°50'17.03"E

Il campionamento dovrà essere realizzato con cadenza biennale nel periodo settembre - ottobre. Verranno monitorate tutte le aree solo il primo anno, successivamente per ogni biennio verranno studiate o le 6 aree posizionate nelle Zone NR, MD ed MC oppure le 4 aree in MB ed MA alternandole in modo tale che ogni 4 anni il monitoraggio sia ripetuto negli stessi luoghi.

5.5. Specie bentoniche

SPECIE DI INTERESSE COMUNITARIO

Centrostephanus longispinus (Philippi, 1845) (Riccio diadema)

Gli aspetti sulla biologia ed ecologia di questa specie e lo stato delle sue popolazioni non sono adeguatamente conosciuti. Per questo si suggerisce l'individuazione e lo studio delle popolazioni di *C. longispinus*. Le indagini potranno essere associate al programma di monitoraggio dell'habitat d'elezione per la specie, il coralligeno (Habitat 1170). Le aree di indagine presso le due isole saranno dunque le stesse individuate per il coralligeno al Paragrafo 5.2 di questo stesso documento.

Poiché è una specie facile da identificare, sarebbe auspicabile avvalersi della collaborazione di subacquei volontari da coinvolgere in progetti di *citizen science*, fornendo loro una breve formazione e un semplice protocollo per la raccolta dei dati.

Obiettivo. Il monitoraggio deve permettere di ottenere dati sulle popolazioni del riccio *C. longispinus* con particolare riguardo alla:

- distribuzione;
- densità;
- taglia;
- andamento della popolazione;
- impatto della attività antropica.

Metodologia di rilevamento. I dati da rilevare possono essere ottenuti per le profondità fino a circa 40 m, attraverso immersioni con autorespiratori (ARA). Considerando che la specie è poco attiva di giorno alle minori profondità, il monitoraggio andrebbe effettuato preferibilmente durante le ore serali.

In immersione i dati possono essere ottenuti attraverso censimenti visivi o anche attraverso video survey. Per profondità maggiori di 40 m potrebbero essere utilizzate le osservazioni provenienti da videocamere telecomandate o ROV.

Per ogni area di indagine individuata per lo studio del coralligeno, si dovrà provvedere alla redazione di una scheda, con le seguenti informazioni:

- natura del substrato (minerogenico o biogenico), esposizione, inclinazione e profondità del substrato;
- presenza/assenza di *C. longispinus*;
- densità di *C. longispinus* per m² (operatori scientifici subacquei – OSS, telecamere subacquee) oppure, considerando dei range di abbondanza per sito d'immersione o transetto (es. 1 individuo, 2 ind, 3-5, 6-10, 11-50, oltre 50 ind.);
- segnalazioni di eventuali criticità e/o impatti antropici.

Di ogni individuo dovrà essere misurato il diametro del dermascheletro, con l'ausilio di un calibro (OSS) o di un righello (immagini fotografiche) e annotato il corrispondente colore.

Il campionamento dovrà essere realizzato con cadenza biennale nel periodo compreso tra aprile e giugno in concomitanza con il monitoraggio dell'habitat 1170 (coralligeno).

Corallium rubrum (Linnaeus, 1758) (Corallo rosso)

In tutto il Mediterraneo la maggiore criticità è rappresentata dall'eccessivo prelievo a scopi commerciali, effettuato per lungo tempo con attrezzi a traino strascicanti sul fondo ("ingegni"), e che ha ridotto la taglia media dei popolamenti più superficiali (fino a circa 50 m di profondità) ed impoverito anche numerosi banchi profondi.

Le popolazioni superficiali sono danneggiate meccanicamente dall'impatto con attrezzi da pesca (lenze e reti) ma anche dall'eccessivo turismo subacqueo.

Habitat elettivi per la specie sono costituiti dalle biocostruzioni del coralligeno, dove le colonie vivono principalmente all'interno di anfratti o al di sotto di cornici che limitano la sedimentazione, dalle volte delle grotte semi-oscuere e dalle rocce del largo. Il monitoraggio delle popolazioni di corallo rosso, pertanto non può prescindere da quello degli habitat in cui è presente.

Dal momento che a Capraia non sono state individuate popolazioni di *C. rubrum*, il monitoraggio della specie sarà attuato esclusivamente presso l'isola di Giannutri all'interno di due grotte sommerse. Lo studio delle popolazioni di Giannutri sarà dunque realizzato in concomitanza con quello dell'habitat 8330 di cui si è riferito al Paragrafo 5.3.

Poiché la specie è di facile identificazione, sarebbe auspicabile avvalersi della collaborazione di subacquei volontari da coinvolgere in progetti di *citizen science*, fornendo loro una breve formazione e un semplice protocollo per la raccolta dei dati.

Obiettivo. Per le popolazioni presenti nelle grotte sommerse dell'isola di Giannutri i monitoraggi andranno attuati in modo da verificare l'influenza della protezione sull'andamento nel tempo delle popolazioni. Il monitoraggio deve permettere di ottenere dati sulle popolazioni di corallo rosso, con particolare riguardo alla:

- densità delle colonie;
- taglia delle colonie;
- eventuale impatto dell'attività antropica sulle colonie;
- distribuzione delle popolazioni;
- andamento nel tempo delle popolazioni.

Metodologia di rilevamento. I dati saranno rilevati attraverso prospezioni video e fotografiche. Le prospezioni possono essere ottenute nelle grotte semi-oscuere attraverso immersioni con autorespiratori (ARA).

In ciascuna grotta dovranno essere individuati 3 settori: avangrotta (dall'ingresso fino ad almeno 5 m verso l'interno), centro grotta e fondo (la parte raggiungibile più interna). Presso ciascuno dei tre settori andranno eseguite 3 repliche fotografiche sulla volta della grotta di superfici pari a 0.2 m². Inoltre, dovranno essere condotti dei video-transetti. La lunghezza del transetto non è prevedibile *a priori* ma, almeno in teoria, dovrebbe comprendere l'intera ampiezza del banco.

Per ciascuna delle due grotte si dovrà provvedere alla redazione di una scheda con le seguenti informazioni:

- densità delle colonie e loro altezza. Nei video o nelle foto è necessario che sia presente un riferimento metrico per stimare l'area di studio e la taglia delle colonie;
- segnalazioni di eventuali criticità e/o impatti antropici.

Il campionamento dovrà essere realizzato con cadenza biennale nel periodo compreso tra aprile e giugno in concomitanza con il monitoraggio dell'habitat 8330 (Grotte sommersa e semi-sommersa).

Lithophaga lithophaga (Linnaeus, 1758) (Dattero di mare)

Popolazioni di *L. lithophaga* sono state individuate presso 2 aree costiere dell'isola di Giannutri (Figura 16 e Tabella 16). Esse sono caratterizzate dalla presenza di substrato idoneo all'insediamento della specie ovvero substrato roccioso prevalentemente calcareo, verticale o subverticale.

Obiettivo. Acquisire conoscenze adeguate sulla presenza e sulle criticità della popolazione. Il monitoraggio va condotto dove presente il substrato idoneo allo sviluppo della specie. La specie di interesse comunitario è molto difficile da individuare *in situ* perché, al contrario dal dattero bianco *Pholas dactylus* (fam. Pholadidae), i sifoni di *L. lithophaga* non sono sempre visibili all'estremità delle cavità.

Gli obiettivi specifici delle attività di monitoraggio sono:

- definire le potenziali aree di presenza;
- valutare la qualità dell'habitat per la specie;
- individuare zone di pesca illegale avvenuta nel passato e recente.

Metodologia di rilevamento.

Dato che la struttura di popolazione non è determinabile attraverso tecniche di *visual census*, qui di seguito sono proposte tecniche di monitoraggio indirette, che permettano di valutare lo stato di conservazione di *L. lithophaga* tramite l'individuazione dell'habitat per la specie e la determinazione della qualità di tale habitat.

Presso ciascuna area, individuata dai punti a coordinate geografiche riportate in Tabella 15, a profondità comprese tra i 5 ed i 10 m dovranno essere posizionati 4 transetti orizzontali di 20 m di lunghezza intervallati da spazi 5 m. Lungo i transetti dovranno essere condotti rilievi per assegnare i valori di intensità dell'eventuale danno secondo la seguente scala di valutazione (da Fanelli *et al.*, 1994):

Descrizione	Valore	valutazione
Aree denudate assenti	0	Assenza di danno
Scarse aree denudate 20 x 20 cm	1	Assenza di danno
Scarse aree denudate 50 x 50 cm	2	Danno di minore entità
Scarse aree denudate 1 x 1 m	3	Danno di minore entità
Numerose aree denudate 20 x 20 cm	4	Danno di media entità
Numerose aree denudate 50 x 50 cm	5	Danno di media entità
Numerose aree denudate 1 x 1 m	6	Danno elevato
Desertificazione completa	7	Danno elevato

Le osservazioni lungo il transetto andranno condotte con la tecnica del *belt transect* considerando 50 cm sopra e 50 cm sotto la cordella metrata. Al termine del periodo di indagine, l'indice di valutazione del danno (Dw) sarà ottenuto applicando la formula:

$$Dw = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{Vi}{7}}{n}$$

dove V_i è la valutazione attribuita al transetto i , 7 è la massima valutazione negativa ed n è il numero di transetti effettuati. La valutazione della qualità dell'habitat per la specie risulterà:

Dw	Qualità dell'habitat per la specie
0-0.2	Favorevole
0.21-0.3	Inadeguato
0.3-1	Sfavorevole

Il monitoraggio dovrebbe essere condotto idealmente almeno una volta ogni due anni, preferibilmente nel periodo estivo. I rilievi dovranno essere condotti tra agosto e settembre per non perdere la possibilità di registrare l'evento di rilascio dei gameti.

Tabella 16. Coordinate geografiche dei punti indicativi delle aree di campionamento.

Nome area di campionamento	Latitudine	Longitudine
LITHO 1	42°14'16.54"N	11° 6'32.92"E
LITHO 2	42°14'19.10"N	11° 6'12.31"E



Figura 16. Localizzazione delle 2 aree di campionamento presso l'isola di Giannutri (GR).

Patella ferruginea (Gmelin, 1791) (*Patella ferruginea*)

La presenza di una popolazione di *P. ferruginea* è segnalata lungo la costa occidentale dell'isola di Capraia. Data la straordinaria importanza conservazionistica della specie, per i due tratti di costa ricadenti in Zona MA dell'isola (Figura 6) viene proposto il monitoraggio secondo quanto indicato nella scheda metodologica ISPRA "Modulo 11F-Specie bentoniche protette: *Patella ferruginea*", di riferimento per i "Programmi di monitoraggio per la strategia marina (Art. 11, D.Lgs. 190/2010)". Per tutte le altre Zone a diverso livello di protezione e la Zona non regolamentata (NR), si propone un semplice censimento per l'eventuale individuazione di esemplari presenti lungo gli stessi tratti di costa selezionati per lo studio dell'ambiente roccioso superficiale e l'applicazione dell'indice CARLIT (Figura 10 e Tabella 18).

Obiettivo. Acquisire conoscenze adeguate sulla presenza e sulla struttura di popolazione del gasteropode *P. ferruginea*, con particolare riguardo a distribuzione, densità ed abbondanza, e seguirne gli andamenti.

Gli obiettivi specifici delle attività di monitoraggio sono:

- definire la struttura di popolazione, utile anche all'analisi della sex-ratio;
- studiare l'influenza del substrato sulla presenza di *P. ferruginea*;
- analizzare l'effetto dell'esposizione al moto ondoso sulla distribuzione degli esemplari;
- valutare il possibile impatto della presenza umana confrontando zone a diverso grado di tutela/accessibilità.

Metodologia di rilevamento

Nelle aree di indagine identificate sulla base delle informazioni disponibili sulla potenziale presenza della specie (Zona MA dell'isola di Capraia) saranno effettuati survey mediante rilevamenti visivi del tratto costiero focalizzando l'attenzione sul piano mesolitorale. Nel caso in cui sia accertata la presenza della specie si procederà all'attività di rilevamento selezionando 3 tratti costieri, anche discontinui, e collocando in ciascuno di essi 10 transetti di lunghezza pari a 25m ciascuno.

I rilevamenti saranno effettuati mediante sopralluoghi via terra, via mare e/o snorkeling. La raccolta dati sarà condotta mediante compilazione della Scheda di campo (Allegato 1 alla scheda metodologica ISPRA: Modulo 11F) contenente le seguenti informazioni:

- caratteristiche della costa;
- presenza/assenza;

- densità;
- biometria degli esemplari (Allegato 2 alla scheda metodologica ISPRA: Modulo 11F);
- presenza di uno o entrambi i morfotipi (Allegato 2);
- presenza di giovanili e di presunti maschi e femmine (Allegato 2);
- eventuale presenza di specifiche criticità e/o impatti da attività antropiche.

Per ogni individuo rinvenuto, opportunamente fotografato e catalogato, saranno rilevati dati biometrici, senza rimuoverlo dalla roccia. Inoltre, dovrà essere registrata la posizione del punto di ritrovamento, presa tramite GPS, e l'altezza rispetto allo zero, utilizzando un metro con approssimazione a 5 centimetri.

Nota: Gli individui di lunghezza inferiore a 10 mm dovranno essere censiti come appartenenti alla specie con "riserva", poiché le loro caratteristiche morfologiche potrebbero non consentirne una identificazione sicura.

Il periodo di campionamento dovrà essere preferibilmente tra maggio e ottobre. La frequenza suggerita è annuale, variando la posizione delle aree di indagine da un anno all'altro e con ritorno sulle stesse aree ogni ciclo di monitoraggio biennale.

Il censimento presso le altre Zone di protezione e la Zona Non Regolamentata avverrà presso le stesse aree ed in concomitanza con l'esecuzione del monitoraggio CARLIT nel periodo aprile – giugno e con cadenza biennale. In questo caso, ogni individuo rinvenuto dovrà essere opportunamente fotografato e catalogato senza rimuoverlo e dovrà essere registrata la posizione del punto di ritrovamento, presa tramite GPS. Una volta accertata la presenza della specie, l'area individuata verrà aggiunta al piano di monitoraggio descritto per la Zona MA procedendo con le stesse modalità di rilevamento precedentemente indicate.

Pinna nobilis (Linneo, 1758) (Pinna)

Lo stato di conservazione al momento è molto preoccupante a causa soprattutto dell'evento di mortalità massiva provocato dal protozoo parassita *Haplosporidium pinnae* (Catanese *et al.*, 2018) che si è rapidamente diffuso in tutto il Mediterraneo ed ha colpito anche le isole dell'arcipelago toscano. Attualmente, presso entrambe le isole gli esemplari vivi sono diventati rarissimi e di difficile individuazione.

Dato lo stato attuale delle popolazioni si ritiene poco utile impostare programmi di monitoraggio secondo quanto indicato nella scheda metodologica ISPRA "Modulo 11N-Specie bentoniche protette: *Pinna nobilis*", di riferimento per i "Programmi di monitoraggio per la strategia marina (Art. 11, D.Lgs. 190/2010)".

Viene invece proposto di procedere ad una ricognizione su ampia scala con lo scopo di individuare i pochi esemplari ancora vivi, se presenti. Per ottenere ciò, presso tutte aree di indagine identificate in questo Documento di Monitoraggio, dovrà essere posta grande attenzione al possibile rinvenimento di individui vitali di *Pinna nobilis* ed eventualmente anche di *Pinna rudis*.

Poiché *P. nobilis* è una specie facile da identificare, sarebbe auspicabile avvalersi della collaborazione di subacquei volontari da coinvolgere in progetti di *citizen science*, fornendo loro una breve formazione e un semplice protocollo per la raccolta dei dati.

Obiettivo. Acquisire conoscenze adeguate sulla presenza di esemplari vivi di *Pinna* spp. con particolare attenzione alle condizioni della popolazione di *P. nobilis*.

Metodologia di rilevamento

Durante tutte le azioni di monitoraggio proposte per gli habitat 1120*, 1170, 8330 e quelle proposte per tutte le specie ittiche e bentoniche e presso tutti i siti di immersione frequentati dai subacquei sportivi si dovrà:

- cercare individui di *P. nobilis* o *P. rudis*
- verificare la sua condizione: BUONA (posizione verticale, mantello presente, le valve si chiudono velocemente all'avvicinarsi del subacqueo); MALATA (posizione verticale, mantello presente, le valve si chiudono lentamente

anche quando vengono toccate); MORTA (posizione orizzontale o anche verticale se morta da poco, dentro vuota).

- segnalare la sua posizione, possibilmente mediante GPS, se ancora viva (condizione BUONA o MALATA) alle autorità (Ente PNAT; Capitaneria di Porto) oppure ad eventuali Centri Immersione (Diving) volontari coinvolti in progetti di *citizen science* che si prenderanno carico di girare l'informazione alle autorità competenti.

Il campionamento potrà essere eseguito in qualsiasi mese dell'anno con frequenza annuale fino al termine dell'emergenza in atto.

Successivamente, in caso di ripristino di popolazioni stabili, si potrà prevedere di riattivare piani di monitoraggio basati sulla scheda metodologica ISPRA "Modulo 11N-Specie bentoniche protette: *Pinna nobilis*", da realizzare in concomitanza con il monitoraggio dell'habitat 1120*.

Scyllarides latus (Latreille, 1802) (Magnosa)

Allo stato attuale, la mancanza di una metodologia di indagine standardizzata e collaudata (ed economicamente sostenibile) per la raccolta di dati quantitativi sulla specie non consente una stima del parametro popolazione pienamente affidabile. Tuttavia, attraverso l'attivazione di una rete di raccolta dati basata sui metodi sotto riportati, è possibile migliorare ed aggiornare le conoscenze sulla presenza della specie lungo le coste italiane e sulla effettiva consistenza delle popolazioni.

I parametri principali per valutare la qualità degli habitat maggiormente frequentati dalla magnosa, il coralligeno e le praterie di *P. oceanica*, sono la disponibilità di anfratti rocciosi in cui gli individui si rifugiano durante il giorno, la disponibilità di prede (bivalvi e gasteropodi) e il livello della pressione antropica determinata principalmente dalle attività di pesca. A parità di condizioni ambientali, le aree più favorevoli per la specie sono pertanto quelle in cui le attività di prelievo sono regolamentate o addirittura non consentite.

Obiettivo. Il monitoraggio deve permettere di ottenere dati sulle popolazioni della specie *S. latus* con particolare riguardo alla:

- distribuzione;
- densità;
- taglia;
- andamento della popolazione;
- impatto della attività antropica.

Metodologia di rilevamento

In immersione i dati possono essere ottenuti attraverso censimenti visivi o anche attraverso video survey. Per profondità maggiori di 40 m potrebbero essere utilizzate le osservazioni provenienti da videocamere telecomandate o ROV.

Di ogni individuo dovrà essere misurato con l'ausilio di un righello, *in situ* o anche da immagini fotografiche, la lunghezza del carapace.

Le indagini sulla specie dovrebbero essere condotte durante tutte le azioni di monitoraggio programmate ed in particolare durante quelle proposte per gli habitat 1120*, 1170, 8330. Le aree di campionamento saranno dunque quelle indicate nei precedenti Paragrafi 5.1, 5.2 e 5.3 di questo documento.

Nel corso dei monitoraggi si dovrà provvedere alla redazione di una scheda, con le seguenti informazioni:

- presenza/assenza di *S. latus*;
- habitat e profondità dell'osservazione;
- taglia degli individui;
- segnalazioni di eventuali criticità e/o impatti antropici.

Alcuni dati sulla presenza della specie (presenza della specie, habitat e profondità di rinvenimento) possono essere anche acquisiti in modo "opportunistico" dalle attività subacquee ricreative svolte dai centri di immersione che operano presso le

Pagina | 65

RTI composta da: NEMO srl e MAREA Studio Associato



isole di Capraia e Giannutri. Attraverso le segnalazioni dei subacquei (modalità propria della *citizen science*), preventivamente edotti sullo scopo dell'iniziativa a la tipologia di informazioni da raccogliere, è infatti possibile acquisire dati di tipo semi-quantitativo sulla specie, sia in aree soggette a tutela che all'esterno di esse. Infine, una consistente quantità di informazioni potrebbe essere ottenibile attraverso la realizzazione di un sistema di rilevamento sistematico, almeno su scala locale, delle catture di esemplari derivanti dalle diverse attività di prelievo (pesca professionale e, auspicabilmente, sportiva).

I dati derivanti dalle azioni di monitoraggio degli habitat 1120*, 1170 e 8330 e quelli riguardanti le catture saranno rilevati con cadenza biennale. Invece, considerata la tipologia di raccolta dati proposta e la probabile esiguità delle segnalazioni, si suggerisce di condurre i monitoraggi basati sulle immersioni ricreative in ogni stagione e con cadenza annuale.

ALTRE SPECIE DI INTERESSE CONSERVAZIONISTICO

Le specie di particolare interesse conservazionistico presenti presso le due isole sono elencate nella *Check-list delle specie marine particolarmente sensibili alla fruizione turistica* realizzata nell'ambito di questo progetto (PNAT, 2020a).

Di seguito vengono fornite delle indicazioni sulle modalità di monitoraggio utili alla valutazione dello stato di conservazione di alcune di esse in relazione al carico turistico con particolare riferimento ai *Poriferi, Gorgonacei, Madreporari e Briozoi eretti*. Per la maggior parte di queste specie lo stato di conservazione presso le isole di Giannutri e Capraia è sconosciuto o viene ritenuto buono. La principale minaccia legata alla fruizione turistica è rappresentata dalla frequentazione subacquea di falesie e grotte sommerse per il possibile contatto fra subacquei ed organismi a portamento eretto, ramificato o a cespuglio. Da tenere in considerazione anche il possibile danno meccanico provocato dagli ancoraggi, delle unità da diporto e delle barche diving, nei siti privi di boe di ormeggio. Per diverse specie, in particolare di *Gorgonacei e Briozoi eretti*, anche l'impatto di attrezzi da pesca (sia professionale che sportiva), come lenze e reti da posta, possono generare danni meccanici sulle popolazioni.

In altri casi anche la raccolta illegale per collezionismo o a scopi commerciali (es. *Spongia officinalis*) ed eventi di mortalità massiva, che già in passato hanno colpito popolazioni di *Poriferi, Gorgonacei e Madreporari*, e che sono provocati da agenti patogeni o da anomalie termiche delle acque, possono rappresentare serie minacce.

Obiettivo. Il monitoraggio deve permettere di ottenere dati sulle popolazioni delle specie di importanza conservazionistica con particolare riguardo alla:

- distribuzione;
- densità;
- taglia;
- andamento della popolazione;
- impatto della attività antropica.

Metodologia di rilevamento

Il monitoraggio di queste specie è parte integrante delle procedure di valutazione della qualità degli habitat elettivi per lo sviluppo di questi organismi: 1170 e 8330. I diversi indici ecologici proposti per il monitoraggio del coralligeno e delle grotte sommerse presso le isole di Capraia e Giannutri, tengono conto della presenza e condizioni delle popolazioni di macrobenthos sessile e dei loro diversi livelli di sensibilità alle perturbazioni (si veda al Paragrafo 2.5 le Tabelle 9 e 10 ed al Paragrafo 3.2 la Tabella 12).

In immersione i dati possono essere ottenuti attraverso censimenti visivi o anche attraverso video survey. Per profondità maggiori di 40 m potrebbero essere utilizzate le osservazioni provenienti da videocamere telecomandate o ROV.

Alcuni dati sulla presenza di specie cospicue (presenza della specie, abbondanza, habitat e profondità di rinvenimento) possono essere anche acquisiti attraverso le segnalazioni dei subacquei (modalità propria della *citizen science*). Il

coinvolgimento dei centri di immersione (Diving) che operano presso le isole di Capraia e Giannutri e di subacquei sportivi preventivamente edotti sullo scopo dell'iniziativa a la tipologia di informazioni da raccogliere, rende possibile acquisire dati di tipo semi-quantitativo su specie target di facile riconoscimento (Figura 17), sia in aree soggette a tutela che all'esterno di esse.

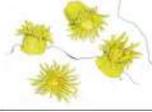
	0 1 2 3-5 6-10 11-50 >50 Prof./Depth min _____ max _____	<i>Aplysina</i> spp.		0 1 2 3-5 6-10 11-50 >50 Prof./Depth min _____ max _____	<i>Axinella</i> spp.
	0 1 2 3-5 6-10 11-50 >50 Prof./Depth min _____ max _____	<i>Ircinia</i> spp.		0 1 2 3-5 6-10 11-50 >50 Prof./Depth min _____ max _____	<i>Geodia cydonium</i>
	0 1 2 3-5 6-10 11-50 >50 Prof./Depth min _____ max _____	<i>Paramuricea clavata</i>		0 A B C D E F Prof./Depth min _____ max _____	<i>Corallium rubrum</i>
	0 1 2 3-5 6-10 11-50 >50 Prof./Depth min _____ max _____	<i>Eunicella singularis</i>		0 1 2 3-5 6-10 11-50 >50 Prof./Depth min _____ max _____	<i>Eunicella cavolini</i>
	0 1 2 3-5 6-10 11-50 >50 Prof./Depth min _____ max _____	<i>Eunicella verrucosa</i>		0 A B C D E F Prof./Depth min _____ max _____	<i>Maasella edwardsi</i>
	0 1 2 3-5 6-10 11-50 >50 Prof./Depth min _____ max _____	<i>Savalia savaglia</i>		0 A B C D E F Prof./Depth min _____ max _____	<i>Parazoanthus axinellae</i>
	0 1 2 3-5 6-10 11-50 >50 Prof./Depth min _____ max _____	<i>Cladocora caespitosa</i>		0 1 2 3-5 6-10 11-50 >50 Prof./Depth min _____ max _____	<i>Balanophyllia europaea</i>
	0 A B C D E F Prof./Depth min _____ max _____	<i>Astroides calycularis</i>		0 1 2 3-5 6-10 11-50 >50 Prof./Depth min _____ max _____	<i>Leptopsammia pruvoti</i>

Figura 17. Esempio di scheda per la raccolta di informazioni su alcune specie target.
(da Cerrano *et al.*, 2019, modif.)

Il protocollo si basa sul censimento visivo (*visual census*) condotto lungo percorsi casuali, a profondità variabile e per un tempo noto (Cerrano *et al.*, 2019). È un metodo derivato dal cosiddetto "timed swims" già applicato per monitorare popolamenti bentonici, macro-invertebrati e pesci nei reef tropicali (Hill e Wilkinson, 2004).

5.6. Tabelle riepilogative del piano di monitoraggio

ISOLA DI CAPRAIA

Componente	Azione di Monitoraggio	Descrittori	Tecnica di rilevamento	Frequenza e Periodo di campionamento	Qualità Ecologica (QE) minima o Valori soglia dei descrittori
Habitat di interesse comunitario (1120*): praterie di <i>Posidonia oceanica</i>	Valutazione della Qualità Ecologica dell'habitat Attraverso lo studio della macrostruttura delle praterie (estensione e livello di frammentazione dell'habitat)	<u>Indici ecologici sintetici:</u> <ul style="list-style-type: none"> • Indice di Conservazione (Conservation Index = CI); • Indice di Sostituzione (Substitution Index = SI); • Indice di Cambiamento di Fase (Phase Shift Index: PSI); • Indice di Patchiness (Patchiness Index: PI). <u>Densità delle piante.</u> <u>Caratteristiche ed evoluzione dei limiti.</u>	<u>Copertura:</u> Uno o più dei seguenti metodi di rilevamento: <ul style="list-style-type: none"> • Rilievi fotogrammetrici in immersione; • Rilevamento video o fotografico ed analisi di immagini (Duarte e Kirkman, 2001); • Stime visive su una superficie di fondo prestabilita (Buia <i>et al.</i>, 2004). <u>Densità:</u> Conta dei fasci in immersione all'interno di un quadrato di 40x40cm. <u>Tipologia e condizioni del limite inferiore:</u> Rilievi fotogrammetrici in immersione (come per copertura). In alternativa è ammesso l'uso di R.O.V. dotato di strumentazione video fotografica.	Biennale Giugno – settembre	QE: BUONA; CI ≥ 0.7 ; SI < 0.25 ; PSI < 0.16 ; Valori di densità indicativi di "Prateria in equilibrio" (Buia <i>et al.</i> , 2004); Assenza di segnali di regressione dei limiti.
Habitat di interesse comunitario 1170: Ambiente roccioso superficiale e Coralligeno	Valutazione della Qualità Ecologica dell'habitat attraverso lo studio dei popolamenti associati	<u>Ambiente roccioso superficiale:</u> Descrittori per l'applicazione dell'Indice CARLIT. <u>Coralligeno:</u> Descrittori previsti dalla procedura STAR per l'applicazione degli indici ESCA (Piazzi <i>et al.</i> , 2017) e/o COARSE (Gatti <i>et al.</i> , 2015).	Rilevamenti visivi e misurazioni <i>in situ</i> . Campionamenti video - fotografici	Biennale Aprile - giugno	QE: BUONA CARLIT: Valore EQR ≥ 0.6 ; ESCA: Valore EQR > 0.6 ; COARSE: Valore $2.35 < EQR \leq 3$

Componente	Azione di Monitoraggio	Descrittori	Tecnica di rilevamento	Frequenza e Periodo di campionamento	Qualità Ecologica (QE) minima o Valori soglia dei descrittori
Habitat di interesse comunitario (8330): Grotte sommerse e semi-sommerse	Valutazione della Qualità Ecologica dell'habitat attraverso lo studio dei popolamenti associati	Descrittori per l'applicazione dell'Indice CavEBQI: biodiversità, abbondanza, ricoprimento percentuale delle specie rappresentative delle diverse componenti dell'ecosistema modello (Rastorgueff <i>et al.</i> , 2015)	Rilevamenti visivi e misurazioni <i>in situ</i> . Campionamenti video - fotografici	Biennale Aprile - giugno	QE: BUONA CavEBQI > 0.6
Fauna ittica: Intero popolamento con particolare riferimento alle popolazioni delle seguenti specie: <ul style="list-style-type: none"> • <i>Diplodus spp.</i> • <i>Dentex dentex</i> • <i>Sparus aurata</i> • <i>Spondyllosoma cantharus</i> • <i>Epinephelus marginatus</i> • <i>Hippocampus spp.</i> • <i>Phycis phycis</i> • <i>Sciaena umbra</i> • <i>Seriola dumerilii</i> 	Valutazione della consistenza delle popolazioni di fauna ittica	Composizione in specie Composizione in taglia Stime di abbondanza	Censimento visivo in immersione (UVC: <i>Underwater Visual Census</i>)	Biennale Settembre - ottobre	Le valutazioni sulle condizioni delle popolazioni sono di tipo comparativo tra i valori ottenuti per i diversi descrittori: <ul style="list-style-type: none"> • Confronto delle potenziali differenze tra le diverse Zone a mare del Parco per valutare l'effetto dei differenti livelli di protezione/gestione. • Confronto delle potenziali differenze della consistenza delle popolazioni nel tempo. Valori soglia non disponibili.
Specie di interesse comunitario: <i>Pinna nobilis</i>	Qualità dell'habitat elettivo della specie (1120*) Localizzazione di individui sopravvissuti alla moria massiva In caso di presenza di popolazioni stabili, valutazione della consistenza della popolazione	<ul style="list-style-type: none"> • distribuzione; • densità; • taglia; 	<u>Localizzazione individui vivi:</u> Censimenti visivi in immersione o anche attraverso video survey. Possibile il coinvolgimento di subacquei volontari mediante progetti di <i>citizen science</i> <u>In caso di popolazioni stabili:</u> Censimento lungo transetti mediante la procedura descritta nella Scheda Metodologica ISPRA	<u>Localizzazione individui vivi:</u> Annuale (fino a termine emergenza legata alla moria massiva in atto) Aprile - ottobre In concomitanza con i monitoraggi previsti per gli habitat 1120*, 1170, 8330 e fauna ittica	QE Habitat 1120* elettivo della specie: BUONA <u>Densità media della popolazione secondo Basso <i>et al.</i> (2015):</u> Mar Mediterraneo 9,78 ± 2,25 ind./100m ² (media ± SE) Nei mari che bagnano l'Italia, Mar Adriatico: 11,30 ± 2,17 ind./100m ² , Mar Tirreno: 6,25 ± 2,52 ind./100m ² Mar Ionio: 0,004 ± 0,004 ind./100m ²

Componente	Azione di Monitoraggio	Descrittori	Tecnica di rilevamento	Frequenza e Periodo di campionamento	Qualità Ecologica (QE) minima o Valori soglia dei descrittori
				Tutto l'anno per progetti di <i>citizen science</i> <u>In caso di popolazioni stabili:</u> Biennale Giugno – settembre In concomitanza con monitoraggio habitat 1120*)	
Specie di interesse comunitario: <i>Patella ferruginea</i>	Valutazione della consistenza della popolazione e valutazione Qualità dell'habitat elettivo della specie (1170)	<ul style="list-style-type: none"> • distribuzione; • densità; • taglia; 	Censimento visivo e misure secondo la procedura descritta nella Scheda Metodologica ISPRA elaborata nell'ambito della definizione dei programmi di monitoraggio per la Strategia Marina.	Annuale (fino a definizione areale di distribuzione) Biennale (nelle aree individuate) Maggio – ottobre anche in concomitanza con monitoraggio habitat 1170 (ambiente roccioso superficiale)	QE Habitat 1170 (ambiente roccioso superficiale) elettivo della specie: BUONA. Densità media > 0.05 ind./m (La Mesa <i>et al.</i> , 2019)
Specie di interesse comunitario: <i>Centrostephanus longispinus</i>	Valutazione della consistenza della popolazione e valutazione Qualità dell'habitat elettivo della specie (1170)	<ul style="list-style-type: none"> • distribuzione; • densità; • taglia. 	Censimenti visivi in immersione o anche attraverso video survey. Per profondità maggiori di 40 m potrebbero essere utilizzate le osservazioni provenienti da videocamere telecomandate o ROV. Possibile il coinvolgimento di subacquei volontari mediante progetti di <i>citizen science</i>	Biennale Aprile – giugno In concomitanza con monitoraggio habitat 1170 (Coralligeno) Tutto l'anno Attraverso progetti di <i>citizen science</i>	QE Habitat 1170 (Coralligeno) elettivo della specie: BUONA. Conoscenze sulla consistenza delle popolazioni insufficienti. Valori soglia non disponibili. <i>Alcuni studi condotti lungo la costa spagnola riportano densità di 0.18 ind./m (La Mesa et al., 2019)</i>

Componente	Azione di Monitoraggio	Descrittori	Tecnica di rilevamento	Frequenza e Periodo di campionamento	Qualità Ecologica (QE) minima o Valori soglia dei descrittori
Specie di interesse comunitario: Scyllarides latus	Valutazione della consistenza della popolazione e valutazione Qualità degli habitat elettivi della specie (1120* e 1170)	<ul style="list-style-type: none"> distribuzione; taglia. 	<p>Censimenti visivi in immersione o anche attraverso video survey e misure <i>in situ</i>. Per profondità maggiori di 40 m potrebbero essere utilizzate le osservazioni provenienti da videocamere telecomandate o ROV.</p> <p>Possibile il coinvolgimento di subacquei volontari mediante progetti di <i>citizen science</i></p> <p>Possibile il coinvolgimento di pescatori professionisti e sportivi in rilevamento sistematico delle catture su scala locale.</p>	<p>Biennale Aprile – ottobre In concomitanza con i monitoraggi degli habitat 1120*, 1170 e 8330</p> <p>Attraverso progetti di <i>citizen science</i> e/o monitoraggio delle catture, la frequenza di campionamento potrebbe essere annuale nel corso di tutto l'anno</p>	<p>QE Habitat 1120* e 1170 elettivi della specie: BUONA.</p> <p>Conoscenze sulla consistenza delle popolazioni insufficienti. Valori soglia non disponibili.</p>
Altre Specie di interesse conservazionistico: Con particolare riferimento alle specie di <i>Poriferi, Gorgonacei, Madreporari e Briozoi eretti</i> negli habitat 1170 (Coralligeno) e 8330.	Valutazione della consistenza delle popolazioni e valutazione Qualità degli habitat (8330 e 1170)	<ul style="list-style-type: none"> distribuzione; densità; taglia. 	<p>Censimenti visivi in immersione o anche attraverso video survey e misure <i>in situ</i>. Per profondità maggiori di 40 m potrebbero essere utilizzate le osservazioni provenienti da videocamere telecomandate o ROV.</p> <p>Possibile il coinvolgimento di subacquei volontari mediante progetti di <i>citizen science</i></p>	<p>Biennale Aprile – giugno In concomitanza con i monitoraggi degli habitat 1170 e 8330</p> <p>Tutto l'anno Attraverso progetti di <i>citizen science</i></p>	<p>QE Habitat 8330 e 1170: BUONA.</p> <p>Conoscenze sulla consistenza delle popolazioni insufficienti. Valori soglia non disponibili.</p>



ISOLA DI GIANNUTRI

Componente	Azione di Monitoraggio	Descrittori	Tecnica di rilevamento	Frequenza e Periodo di campionamento	Qualità Ecologica (QE) minima o Valori soglia dei descrittori
Habitat di interesse comunitario (1120*): praterie di <i>Posidonia oceanica</i>	Valutazione della Qualità Ecologica dell'habitat Attraverso lo studio della macrostruttura delle praterie (estensione e livello di frammentazione dell'habitat)	<p><u>Indici ecologici sintetici:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Indice di Conservazione (Conservation Index = CI); • Indice di Sostituzione (Substitution Index = SI); • Indice di Cambiamento di Fase (Phase Shift Index: PSI); • Indice di Patchiness (Patchiness Index: PI). <p><u>Densità delle piante.</u> <u>Caratteristiche ed evoluzione dei limiti.</u></p>	<p><u>Copertura:</u> Uno o più dei seguenti metodi di rilevamento:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Rilievi fotogrammetrici in immersione; • Rilevamento video o fotografico ed analisi di immagini (Duarte e Kirkman, 2001); • Stime visive su una superficie di fondo prestabilita (Buia <i>et al.</i>, 2004). <p><u>Densità:</u> Conta dei fasci in immersione all'interno di un quadrato di 40x40cm.</p> <p><u>Tipologia e condizioni del limite inferiore:</u> Rilievi fotogrammetrici in immersione (come per copertura). In alternativa è ammesso l'uso di R.O.V. dotato di strumentazione video fotografica.</p>	Biennale Giugno – settembre	QE: BUONA; CI ≥ 0.7 ; SI < 0.25 ; PSI < 0.16 ; Valori di densità indicativi di "Prateria in equilibrio" (Buia <i>et al.</i> , 2004): Assenza di segnali di regressione dei limiti.
Habitat di interesse comunitario 1170: Ambiente roccioso superficiale e Coralligeno	Valutazione della Qualità Ecologica dell'habitat attraverso lo studio dei popolamenti associati	<p><u>Ambiente roccioso superficiale:</u> Descrittori per l'applicazione dell'Indice CARLIT.</p> <p><u>Coralligeno:</u> Descrittori previsti dalla procedura STAR per l'applicazione degli indici ESCA (Piazzi <i>et al.</i>, 2017) e/o COARSE (Gatti <i>et al.</i>, 2015).</p>	Rilevamenti visivi e misurazioni <i>in situ</i> . Campionamenti video - fotografici	Biennale Aprile - giugno	QE: BUONA CARLIT: Valore EQR ≥ 0.6 ; ESCA: Valore EQR > 0.6 ; COARSE: Valore $2.35 < EQR \leq 3$

Componente	Azione di Monitoraggio	Descrittori	Tecnica di rilevamento	Frequenza e Periodo di campionamento	Qualità Ecologica (QE) minima o Valori soglia dei descrittori
Habitat di interesse comunitario (8330): Grotte sommerse e semi-sommerse	Valutazione della Qualità Ecologica dell'habitat attraverso lo studio dei popolamenti associati	Descrittori per l'applicazione dell'Indice CavEBQI: biodiversità, abbondanza, ricoprimento percentuale delle specie rappresentative delle diverse componenti dell'ecosistema modello (Rastorgueff <i>et al.</i> , 2015)	Rilevamenti visivi e misurazioni <i>in situ</i> . Campionamenti video - fotografici	Biennale Aprile - giugno	QE: BUONA CavEBQI > 0.6
Fauna ittica: Intero popolamento con particolare riferimento alle popolazioni delle seguenti specie: <ul style="list-style-type: none"> • <i>Diplodus spp.</i> • <i>Dentex dentex</i> • <i>Sparus aurata</i> • <i>Spondyllosoma cantharus</i> • <i>Epinephelus marginatus</i> • <i>Hippocampus spp.</i> • <i>Phycis phycis</i> • <i>Sciaena umbra</i> • <i>Seriola dumerilii</i> 	Valutazione della consistenza delle popolazioni di fauna ittica	Composizione in specie Composizione in taglia Stime di abbondanza	Censimento visivo in immersione (UVC: <i>Underwater Visual Census</i>)	Biennale Settembre - ottobre	Le valutazioni sulle condizioni delle popolazioni sono di tipo comparativo tra i valori ottenuti per i diversi descrittori: <ul style="list-style-type: none"> • Confronto delle potenziali differenze tra le diverse Zone a mare del Parco per valutare l'effetto dei differenti livelli di protezione/gestione. • Confronto delle potenziali differenze della consistenza delle popolazioni nel tempo. Valori soglia non disponibili.
Specie di interesse comunitario: <i>Pinna nobilis</i>	Localizzazione di individui sopravvissuti alla moria massiva In caso di presenza di popolazioni stabili, valutazione della consistenza della popolazione	<ul style="list-style-type: none"> • distribuzione; • densità; • taglia; 	<u>Localizzazione individui vivi:</u> Censimenti visivi in immersione o anche attraverso video survey. Possibile il coinvolgimento di subacquei volontari mediante progetti di <i>citizen science</i> <u>In caso di popolazioni stabili:</u> Censimento lungo transetti mediante la procedura descritta nella Scheda Metodologica ISPRA elaborata nell'ambito della definizione dei	<u>Localizzazione individui vivi:</u> Annuale (fino a termine emergenza legata alla moria massiva in atto) Aprile – ottobre In concomitanza con i monitoraggi previsti per gli habitat 1120*, 1170, 8330 e fauna ittica	QE Habitat 1120* elettivo della specie: BUONA <u>Densità media della popolazione secondo Basso <i>et al.</i> (2015):</u> Mar Mediterraneo 9,78 ± 2,25 ind./100m ² (media± SE) Nei mari che bagnano l'Italia, Mar Adriatico: 11,30 ± 2,17 ind./100m ² , Mar Tirreno: 6,25 ± 2,52 ind./100m ² Mar Ionio: 0,004 ± 0,004 ind./100m ²

Componente	Azione di Monitoraggio	Descrittori	Tecnica di rilevamento	Frequenza e Periodo di campionamento	Qualità Ecologica (QE) minima o Valori soglia dei descrittori
			programmi di monitoraggio per la Strategia Marina.	Tutto l'anno per progetti di <i>citizen science</i> <u>In caso di popolazioni stabili:</u> Biennale Giugno – settembre In concomitanza con monitoraggio habitat 1120*)	
Specie di interesse comunitario: Corallium rubrum	Valutazione della consistenza della popolazione e valutazione Qualità degli habitat elettivi della specie (8330 e 1170)	<ul style="list-style-type: none"> distribuzione; densità; taglia. 	Rilevamenti attraverso prospezioni video e fotografici; Misure della taglia delle colonie <i>in situ</i> o da immagini.	Biennale Aprile – giugno In concomitanza con i monitoraggi degli habitat 8330 e 1170 (Coralligeno)	QE Habitat 1170 (Coralligeno) e 8330 elettivi della specie: BUONA. Densità media > 200 colonie/m ² (valore indicativo a causa della elevata variabilità del descrittore).
Specie di interesse comunitario: Lithophaga lithophaga	Valutazione della consistenza della popolazione e della qualità dell'habitat elettivo della specie (1170)	<ul style="list-style-type: none"> distribuzione; densità; Indice di valutazione del danno (Dw) (Fanelli <i>et al.</i>, 1994). 	Censimento in immersione lungo transetti (belt transect)	Biennale Giugno - settembre	QE Habitat 1170 elettivo della specie: BUONA. Dw ≤ 0.2 Densità media > 0.05 ind./m (La Mesa <i>et al.</i> , 2019)
Specie di interesse comunitario: Centrostephanus longispinus	Valutazione della consistenza della popolazione e valutazione Qualità dell'habitat elettivo della specie (1170)	<ul style="list-style-type: none"> distribuzione; densità; taglia. 	Censimenti visivi in immersione o anche attraverso video survey. Per profondità maggiori di 40 m potrebbero essere utilizzate le osservazioni provenienti da videocamere telecomandate o ROV. Possibile il coinvolgimento di subacquei volontari mediante progetti di <i>citizen science</i>	Biennale Aprile – giugno In concomitanza con monitoraggio habitat 1170 (Coralligeno) Tutto l'anno Attraverso progetti di <i>citizen science</i>	QE Habitat 1170 (Coralligeno) elettivo della specie: BUONA. Conoscenze sulla consistenza delle popolazioni insufficienti. Valori soglia non disponibili. <i>Alcuni studi condotti lungo la costa spagnola riportano densità di 0.18 ind./m (La Mesa et al., 2019)</i>

Componente	Azione di Monitoraggio	Descrittori	Tecnica di rilevamento	Frequenza e Periodo di campionamento	Qualità Ecologica (QE) minima o Valori soglia dei descrittori
Specie di interesse comunitario: Scyllarides latus	Valutazione della consistenza della popolazione e valutazione Qualità degli habitat elettivi della specie (1120* e 1170)	<ul style="list-style-type: none"> distribuzione; taglia. 	<p>Censimenti visivi in immersione o anche attraverso video survey e misure <i>in situ</i>. Per profondità maggiori di 40 m potrebbero essere utilizzate le osservazioni provenienti da videocamere telecomandate o ROV.</p> <p>Possibile il coinvolgimento di subacquei volontari mediante progetti di <i>citizen science</i></p> <p>Possibile il coinvolgimento di pescatori professionisti e sportivi in rilevamento sistematico delle catture su scala locale.</p>	<p>Biennale Aprile – ottobre In concomitanza con i monitoraggi degli habitat 1120*, 1170 e 8330</p> <p>Attraverso progetti di <i>citizen science</i> e/o monitoraggio delle catture, la frequenza di campionamento potrebbe essere annuale nel corso di tutto l'anno</p>	<p>QE Habitat 1120* e 1170 elettivi della specie: BUONA.</p> <p>Conoscenze sulla consistenza delle popolazioni insufficienti. Valori soglia non disponibili.</p>
Altre Specie di interesse conservazionistico: Con particolare riferimento alle specie di <i>Poriferi, Gorgonacei, Madreporari e Briozoi eretti</i> negli habitat 1170 (Coralligeno) e 8330.	Valutazione della consistenza delle popolazioni e valutazione Qualità degli habitat (8330 e 1170)	<ul style="list-style-type: none"> distribuzione; densità; taglia. 	<p>Censimenti visivi in immersione o anche attraverso video survey e misure <i>in situ</i>. Per profondità maggiori di 40 m potrebbero essere utilizzate le osservazioni provenienti da videocamere telecomandate o ROV.</p> <p>Possibile il coinvolgimento di subacquei volontari mediante progetti di <i>citizen science</i></p>	<p>Biennale Aprile – giugno In concomitanza con i monitoraggi degli habitat 1170 e 8330</p> <p>Tutto l'anno Attraverso progetti di <i>citizen science</i></p>	<p>QE Habitat 8330 e 1170: BUONA.</p> <p>Conoscenze sulla consistenza delle popolazioni insufficienti. Valori soglia non disponibili.</p>



6. La fruizione turistica nelle isole di Giannutri e Capraia: criticità e misure di gestione

6.1. Fruizione turistica

ISOLA DI GIANNUTRI (Fonte: PNAT, 2019a)

Le modalità di fruizione dell'Isola di Giannutri sono riassunte nella Delibera del Consiglio Direttivo del PNAT n. 19/2018, che raccoglie in unico atto tutte le regole emanate in merito.

Per regolamentare la presenza di visitatori, nella Delibera sono indicate le modalità e l'organizzazione della fruizione distinguendo quella giornaliera da quella dei cittadini residenti, di cittadini proprietari di immobili e di affittuari, non consentendo una fruizione generica del territorio per tutelare gli habitat e le specie di interesse conservazionistico dell'area protetta, quale sito della Rete Natura 2000.

Accesso imbarcazioni e approdi

L'accesso dei natanti all'Isola è possibile solo attraverso i due canali liberi e la Zona 2. In Zona 1 (Riserva integrale) sono vietati accesso, navigazione, sosta, ancoraggio, pesca e immersioni.

L'approdo a terra delle imbarcazioni da diporto è possibile solo attraverso i canali liberi presenti sulla costa occidentale (banchina di Cala Maestra) aperta a maestrale, e sulla costa orientale (banchina di Cala dello Spalmatoio) aperta a scirocco. A Cala dello Spalmatoio, la banchina può essere utilizzata solo temporaneamente dalle imbarcazioni (limitatamente alle operazioni di carico/scarico merci e passeggeri) con l'obbligo di lasciare l'ormeggio per consentire l'attracco dei traghetti e delle motonavi che collegano l'isola con Porto S. Stefano e Isola del Giglio.

L'ormeggio in rada è possibile attraverso le boe posizionate per l'ancoraggio regolamentato, sia nei canali liberi sia nella Zona 2, con divieto di ancoraggio a ruota a Cala Maestra e Cala dello Spalmatoio e per un raggio di 100 m dalle imboccature di accesso alle stesse.

Attività di diporto

Giannutri è un'isola a forte vocazione diportistica, agevolata dalla presenza dei due corridoi di accesso libero alla costa che consentono una fruizione del mare spesso poco rispettosa, sia in termini numerici sia per le modalità di ormeggio.

Come per le altre isole dell'Arcipelago, le attività di diporto sono principalmente concentrate nel periodo da aprile a ottobre, soprattutto nei fine settimana, e possibili sia da parte di imbarcazioni private che arrivano dal continente o dall'Isola del Giglio sia attraverso il noleggio, in bareboat o con skipper, di barche a vela o a motore e catamarani che spesso si limitano a gite giornaliere per la mancanza di un porto turistico attrezzato, a differenza di altre isole più grandi e meglio servite.

Generalmente, chi vuole raggiungere direttamente Giannutri in modo indipendente, parte da Porto Ercole, Talamone, Porto S. Stefano o Giglio Porto, se si escludono le imbarcazioni che fanno tappa all'Isola durante tour dell'Arcipelago e che possono partire dagli altri porti presenti fra Livorno e Grosseto o dall'Isola d'Elba.

Le imbarcazioni a vela, che portano generalmente da 6 a 10-12 persone, presentano in media le seguenti dimensioni: lunghezze comprese fra 9 e 16 mt, pescaggio fra 1,8 e 2,4 mt e motore fuoribordo da 49 a 110 cv, ma non mancano offerte di noleggio di barche oltre i 20 mt di lunghezza con motore di 275 cv; i catamarani, nella flotta solo di alcune agenzie di noleggio, portano fino a 12 persone, hanno lunghezza da 11,5 a 14 mt, larghezza da 6 a 7,7 mt, pescaggio da 1,1 a 1,5 mt e portano due motori da 21 a 54 cv.

Alcune agenzie noleggiavano anche barche a motore (yachts, motoscafi), sempre con skipper o in bareboat, per 4-12 persone, con lunghezza da 12 a 24 mt, velocità media di crociera da 26 a 28 nodi, dotate di due motori da 480 a 1172 hp e oltre.

Dall'Isola del Giglio, per raggiungere Giannutri, vengono utilizzate anche piccole imbarcazioni con motore fuoribordo tra i 20 e i 40 cv (gommoni, motoscafi, gozzi), tra i 5 e i 7 mt di lunghezza che portano fra le 4 e le 8 persone, noleggiabili anche senza conducente dalle agenzie presenti sul posto.

Attività subacquea

Le attività di diving sono possibili solo nei canali liberi e in Zona 2. Nel corso del 2017, l'Ente Parco ha provveduto a far posizionare n.9 boe d'ormeggio per la sosta in mare a imbarcazioni, per la fruizione subacquea sostenibile; i punti di ancoraggio sono stati dimensionati per consentire l'ormeggio alla ruota a barche fino a 15 m di lunghezza.

Nel corso del 2018 sono stati aggiudicati i lavori per il posizionamento di ulteriori 7 boe per imbarcazioni di 15-20 m di lunghezza.

Il sistema di ormeggio è dotato di boe jumper, per evitare lo sfregamento della catenaria del cavo/catena di ormeggio in modo da scongiurare danni alla flora e fauna bentonica.

Per la normativa vigente, il Parco ammette immersioni nell'area di propria competenza solo a diving autorizzati e solo con accompagnamento di Guide ambientali subacquee formate, ai sensi della LR 23 marzo 2000, n. 42 e succ. mod "Testo unico delle leggi regionali in materia di Turismo" o con Guide Subacquee in possesso di titolo abilitativo rilasciato dal PNAT.

Pesca sportiva

La pesca sportiva nelle acque circostanti l'Isola di Giannutri è sempre vietata nella Zona 1 (Riserva integrale) mentre può essere esercitata, ai sensi dell'art. 3 comma 1 lett. n) – Allegato A - del D.P.R. 22/7/96 e della Delibera del CD Direttivo dell'Ente Parco n.140/2001 così come modificata dalla Delibera del CD dell'Ente Parco n. 6/2010 e solo dietro specifica autorizzazione rilasciata dal PNAT:

- Nella sola Zona 2a, ai cittadini che risiedano stagionalmente nell'Isola per almeno 7 gg. consecutivi, usando strumenti e materiali di cui alla lettera n) comma 1 dell'art. 3 – Allegato A - del D.P.R. 22/07/96, limitatamente ad una sola lenza (da traino, fissa o da cefalopodi) a non più di 3 ami, o un solo bolentino a non più di 3 ami;
- In tutte le aree (a esclusione della Zona 1), ai cittadini residenti anagrafici o proprietari di abitazioni sull'isola, ai coniugi o ai parenti in linea retta fino al I e II grado, avvalendosi delle attrezzature di cui al citato D.P.R. e nella specie con una lenza o un bolentino o un palamito con numero di ami non superiore a 70, fermo restando il limite di 200 ami ad imbarcazione;
- Ai cittadini proprietari di abitazioni o residenti anagrafici sull'isola, il prelievo del riccio di mare (*Paracentrotus lividus*) fino a 5 esemplari al giorno a persona; il prelievo è vietato comunque nei mesi di maggio e giugno.

Ai sensi dell'art. 142 del DPR 1639/68 e successive modificazioni, è consentito il prelievo di pesci, molluschi, crostacei (fatte salve le specie protette dalle vigenti normative) fino a 5 kg complessivi giornalieri a persona, salvo il caso di pesce singolo di peso superiore. In ogni caso non può essere catturato giornalmente più di un esemplare di cernia a qualunque specie appartenga.

Per questioni di ordine igienico-sanitario è vietato l'uso, quale esca, di larve di mosca carnaria (dicasi "bigattino, baco da sego, bachino").

Sono comunque sempre vietate la pesca a strascico e la pesca subacquea.

ISOLA DI CAPRAIA (Fonte: PNAT, 2019b)

La variante al Piano del Parco per la nuova zonazione a mare dell'Isola di Capraia, approvata con delibera di Consiglio regionale 11 luglio 2017, n. 47, è entrata in vigore dal 22 settembre 2017 (G.U. Serie generale n. 222 del 22.09.2017).

La zonazione prevede una serie di divieti di accesso a persone e mezzi di navigazione e ad attività, via via meno restrittivi a partire dalla Zona MA (totalmente interdetta a qualsiasi attività subacquea e di superficie senza specifica autorizzazione) fino alla Zona MD in cui sono soggette ad autorizzazione solo la pesca in apnea, la pesca artigianale e la pesca-turismo dei residenti.

Con tale variante principalmente sono state modificate le aree in cui sono consentite la pesca sia professionale che sportiva, alcune modalità di rilascio delle autorizzazioni, è stata consentita la pesca in apnea nella sola zona MD e la pesca turismo per i pescatori residenti a Capraia Isola. Per quanto riguarda l'attività subacquea, lo svolgimento di visite guidate



da parte dei Diving (centri di immersione che svolgono questa attività a titolo commerciale) sono vietate in Zona MA e consentite in Zona MD, nelle altre zone sono soggette ad autorizzazione (Zona MB a regolamentazione ristretta) o Consentite (Zone MB e MC) ma sempre regolamentate dall'Ente Parco. Le immersioni diurne da parte di privati, sia individuali che di gruppo, sono invece soggette ad autorizzazione in zona MC, consentite liberamente in Zona MD e vietate in tutte le altre zone. Per gli stessi soggetti le immersioni notturne sono consentite solo in Zona MD e sempre vietate altrove.

L'ampliamento della zona B rispetto alla precedente zonazione, in cui la pesca locale e le attività turistiche sono consentite, contribuirà a incrementare la crescita economica della popolazione locale. Inoltre, dal momento che i siti inclusi nella zona A si trovano nella parte dell'isola diametralmente opposta al centro abitato e pertanto risultano difficilmente raggiungibili, le attività economiche legate al turismo e al noleggio di piccole imbarcazioni a motore non subiranno alterazioni.

Per quanto riguarda l'affluenza turistica, nel periodo estivo la popolazione residente da poco più di 400 persone aumenta fino a 2.000 unità con presenze complessive di oltre 20 mila l'anno (fonte: Regione Toscana).

Attività di diporto

Capraia è un'Isola a forte vocazione diportistica, dovuta non solo alla bellezza della costa e alle numerose cale dove è possibile gettare l'ancora per fare il bagno e lo snorkeling, ma anche alla presenza del porto turistico attrezzato per i rifornimenti e l'approdo sicuro per il pernottamento.

A parte i privati possessori di imbarcazioni personali, numerose sono le agenzie di noleggio barche a vela e catamarani, in bareboat o comprensivi di skipper, che tra aprile e l'inizio di novembre consentono weekend di navigazione alla sola Capraia o anche minicrociere private di più giorni nell'Arcipelago con tappa all'Isola o come punto di sosta nella navigazione verso la Corsica, con partenza da Livorno, Cecina, Castiglioncello, San Vincenzo, Salivoli, Marina di Scarlino, Punta Ala, Portoferraio, Rio Marina: generalmente viene effettuato l'attracco alle banchine e al campo boe del Porto per la visita dell'Isola a piedi e il pernottamento e gite giornaliere alle varie baie con sosta all'ancora ove permesso (ad es. Cala S. Francesco, Cala Zurletto, Cala del Ceppo, Porto Vecchio, Cala Rossa, Cala del Moreto, Cala della Mortola, etc.). Le imbarcazioni a vela, che portano generalmente da 6 a 10-12 persone, presentano in media le seguenti dimensioni: lunghezze comprese fra 9 e 16 m, pescaggio fra 1,8 e 2,4 m e motore fuoribordo da 49 a 110 cv; i catamarani, nella flotta solo di alcune agenzie di noleggio, portano fino a 12 persone, hanno lunghezza da 11,5 a 14 m, larghezza da 6 a 7,7 m, pescaggio da 1,1 a 1,5 m e portano due motori da 21 a 54 cv.

Alcune agenzie noleggiavano anche barche a motore (yachts, motoscafi), sempre con skipper o in bareboat, per 4-12 persone, con lunghezza da 12 a 24 m, velocità media di crociera da 26 a 28 nodi, dotate di due motori da 480 a 1172 hp e oltre.

Presso il Porto turistico, tramite l'Agenzia Viaggi Parco (<http://www.isoladicapraia.it/noleggio.html>) si noleggiavano gozzi con motore 8 cv per 4 persone oppure gommoni con motore 40 cv, fra giugno e settembre, per gite giornaliere lungo costa.

Nel periodo tra primavera inoltrata e l'autunno, soprattutto nei fine settimana, data la grande affluenza non è possibile prenotare il posto barca sui pontili del Porto turistico a esclusione delle barche più grandi (lunghezza > 15 m), mentre il campo boe non è mai prenotabile (viene assegnato a chi arriva per primo). Questo significa che, indicativamente, le sole imbarcazioni da diporto che passano due notti presso l'Isola, nei fine settimana del periodo di maggior affluenza, e che sostano all'interno del Porto raggiungono una consistenza numerica di circa 9.600 unità a cui vanno aggiunte le imbarcazioni in rada e quelle che arrivano per gite giornaliere, infrasettimanali e anche invernali e le piccole imbarcazioni affittate direttamente sull'Isola.

Accesso imbarcazioni e approdi

Il porto dell'Isola di Capraia è individuato dal Master Plan tra i porti di interesse regionale, nazionale ed internazionale in quanto ricadente nella circoscrizione territoriale dell'Autorità Portuale di Livorno e quale approdo turistico; è, inoltre, individuato quale "area di riconosciuto preminente interesse per le esigenze della navigazione". Il porto esistente ha un bacino portuale pari a circa 22.000 m² ed è inoltre classificato con le funzioni "commerciale, di servizio passeggeri, turistica e da diporto" (Legge 84 del 28.01.1994, classificazione dei porti da parte del Ministero LL.PP.), con un conseguente sovrapporsi di funzioni che è di ostacolo all'efficienza della struttura portuale stessa.

L'Isola offre varie tipologie di approdo: in Porto, in Fiumarella, in rada e al Campo boe gestiti dalla SO.PRO.TUR. Capraia S.p.A. La società SO.PRO.TUR ha iniziato la gestione del "Marina di Capraia" nel 2003, apportando negli anni successivi

miglioramenti nei servizi offerti: acqua e luce su tutte le banchine, presa per ricettori satellitari sulle banchine per imbarcazioni di grosse dimensioni. Nell'anno 2006 è stata realizzata la posa del campo boe nella rada del porto, che ha offerto un'ulteriore possibilità di ormeggio sicuro per altre 40 barche fino a 20 metri di lunghezza.

Il Porto si trova in un'insenatura piuttosto riparata sulla costa NE ed è racchiuso tra due moli: il molo Nord di circa 140 m ed il molo Sud di circa 100 m. Il molo Nord e la riva a esso prospiciente sono interamente banchinati. L'attracco è possibile lungo tutto il banchinamento del porto ad eccezione del molo Sud che non è banchinato e del tratto compreso tra il pennello e lo scalo d'alaggio; sono presenti pontili galleggianti.

Le banchine sono dotate di colonnine per la distribuzione di luce e acqua alle imbarcazioni.

Piccole imbarcazioni possono trovare riparo presso l'approdo Fiumarella, lungo pontili di legno dotati di colonnine di rifornimento acqua e luce.

Da maggio a settembre, viene allestito il campo boe all'imboccatura del porto.

Infine, nella baia antistante il porto è possibile ormeggiare in rada.

I posti, fra il Porto e Fiumarella sono 303 (fonte: SO.PRO.TUR.), così suddivisi:

- n.2 per imbarcazioni sopra i 20 mt di lunghezza;
- n.2 per imbarcazioni di 20 m;
- n.8 per imbarcazioni da 18 m;
- n.43 per imbarcazioni da 13 m;
- n.8 per imbarcazioni da 18 m;
- n.37 per imbarcazioni da 11 m;
- n.9 per imbarcazioni da 9 m;
- n.12 per imbarcazioni da 8 m;
- n.48 per imbarcazioni da 7 m;
- n.85 per imbarcazioni da 6 m;
- n.59 per imbarcazioni da 5 m.

Il campo boe può ospitare fino a 40 imbarcazioni dai 10 ai 20 m.

Ai sensi della variante al Piano del Parco, nelle aree marine le unità da diporto sono classificate, oltre che in funzione della dimensione, in funzione del potenziale impatto sull'ambiente marino, secondo lo schema seguente:

A1) unità a impatto minimo, in linea con uno dei seguenti requisiti:

- a. con esclusiva propulsione a vela (derive);
- b. con esclusiva propulsione a remi o a pedali;
- c. con esclusiva propulsione con motore elettrico in linea con la Direttiva 2003/44/CE.

A2) unità eco-compatibili, in linea con uno dei seguenti requisiti:

- a. natanti e imbarcazioni in linea con la Direttiva 2003/44/CE; b) navi da diporto in linea con gli Annessi IV e VI della MARPOL 73/78;
- b. unità dotate di casse per la raccolta dei liquami di scolo;
- c. unità equipaggiate con motore in linea con la Direttiva 2003/44/CE (fuoribordo o entroborde a 4 tempi benzina verde, fuoribordo a 2 tempi ad iniezione diretta, entroborde diesel conforme alla Direttiva);
- d. unità equipaggiate con motore entroborde o fuoribordo alimentato con biodiesel, etanolo, gas o altri carburanti "ecologici".

B) altre unità.

In relazione allo schema soprastante:

- nelle Zone MB a regolamentazione ristretta e nelle Zone MB la Navigazione è consentita:
 - a. agli scafi a impatto minimo di cui al punto A1,
 - b. ai natanti,
 - c. alle imbarcazioni eco-compatibili di cui al punto A2,
 - d. alle imbarcazioni e natanti non ricomprese nel punto A2 fino al 31 dicembre 2020.
- nelle Zone MC la Navigazione è consentita:

- a. agli scafi a impatto minimo di cui al punto A1;
- b. ai natanti;
- c. alle imbarcazioni;
- d. alle navi da diporto eco-compatibili di cui al punto A2.

Non è consentito lo scarico a mare di acque non depurate provenienti da sentine o da altri impianti dell'unità navale e di qualsiasi sostanza tossica o inquinante, nonché la discarica di rifiuti solidi o liquidi. Non è consentito l'uso improprio di impianti di diffusione della voce e di segnali acustici o sonori, se non per fornire informazioni sugli itinerari e sulle località visitate, con volume sonoro strettamente indispensabile alla percezione degli stessi da parte dei passeggeri a bordo.

Attività subacquea (diving)

Le immersioni subacquee sono regolamentate dalla Delibera n. 22/2018 del Consiglio Direttivo dell'Ente Parco del 1/06/2018. Ogni diving o soggetto individuale che voglia effettuare immersioni presso l'Isola deve accreditarsi presso l'Ente Parco, versando una quota annuale pari a € 500,00.

Le immersioni sono possibili in tutte le Zone ad esclusione della Zona MA e MA archeologica.

In particolare:

- Zona MB RISTRETTA: l'attività è consentita per le sole visite guidate effettuate da diving autorizzati dal PNAT. Il requisito necessario alla autorizzazione è che l'attività commerciale (diving) dovrà essere accreditata presso l'Ente Parco e dotata di guida ambientale subacquea (GAS) o Guida Sub Parco che dovrà provvedere all'accompagnamento del gruppo sub.
- Zona MB: l'attività è consentita per le sole visite guidate, con gli stessi requisiti della Zona MB ristretta.
- Zona MC: l'attività è consentita per le sole visite guidate ed è soggetta ad autorizzazione per le immersioni individuali o di gruppo solo se diurne.
- Zona MD: l'attività è consentita sia per le visite guidate che per le immersioni individuali o di gruppo sia diurne che notturne.

Per lo svolgimento di attività subacquea ricreativa, gli operatori interessati devono possedere i seguenti requisiti:

- Diving Center: il centro deve essere iscritto alla Camera di Commercio.
- Unità nautica utilizzata/e dal Diving Center: motore in linea con la Direttiva 2003/44/CE (fuoribordo o entro-bordo a 4 tempi benzina verde, fuoribordo a 2 tempi ed iniezione diretta, entro-bordo diesel conforme alla Direttiva) o, in alternativa, motore entro-bordo o fuoribordo alimentato con biodiesel, etanolo, gas o altri carburanti ecologici.

Per l'ingresso ai fini delle immersioni nella zona MB ristretta, il mezzo nautico utilizzato (natante) non deve eccedere la misura massima di 10 metri. Per l'ingresso ai fini delle immersioni nella zona MB, il mezzo nautico utilizzato (natante o imbarcazione) non deve eccedere la misura massima di 24 metri.

Per ogni sito di immersione il tempo massimo di permanenza è stabilito in 2 ore, trascorso il quale il natante o l'imbarcazione deve recuperare i subacquei ed allontanarsi, provvedendo ad uscire dalla Zona (MB ristretta, MB o MC) che sta occupando.

Sono consentite n. 2 immersioni contemporanee per ogni singola zona o singolo tratto di Zona MB ristretta e MB (n. 2 per ognuna delle tre parti in Zona MB), n. 6 immersioni contemporanee in Zona MC, mentre sono libere le immersioni in zona MD.

Il numero massimo di subacquei che possono essere trasportati da ogni barca per le immersioni è stabilito in 12 unità, mentre in 6 unità il numero massimo di subacquei che possono essere accompagnati da una guida.

Per esercitare l'attività di diving è necessario prenotarsi tramite un Booking online gestito dell'Ente Parco. Ogni soggetto interessato e autorizzato riceverà le credenziali per effettuare la prenotazione sul Booking online per un massimo di 4 immersioni per volta.

Attività di pesca

L'attività di pesca è regolamentata dalle "Misure operative provvisorie per l'esercizio della pesca nelle acque protette del Parco Nazionale Arcipelago Toscano presso l'Isola di Capraia" (Delibera Cons. Direttivo n. 51/2017 del 26/09/2017)

Pagina | 80

RTI composta da: NEMO srl e MAREA Studio Associato



emanate per la tutela delle risorse marine e, nello stesso tempo, salvaguardare le attività tradizionali di pesca dei cittadini residenti e fonte di sostentamento economico per la popolazione di Capraia, purché tale esercizio sia condotto con attrezzi da pesca compatibili al naturale rinnovo delle risorse ittiche.

Le misure per il prelievo della fauna marina sono le seguenti:

- A. Nel territorio dell'area protetta è vietata la raccolta/prelievo di organismi marini animali non eduli, con particolare riferimento alla Nacchera (*Pinna nobilis*), alla Patella (*Patella ferruginea*), alla ciprea (*Luria lurida*), a tutte le specie di echinodermi, con eccezione del riccio di mare (*Paracentrotus lividus*) secondo quanto previsto di seguito, a tutte le specie di coralli, di gorgonie, di spugne e briozoi.
- B. Nel territorio dell'area protetta è vietata la pesca del novellame di qualsiasi specie, inteso quali esemplari allo stadio giovanile delle specie animali viventi nel mare e secondo le misure indicate sulle norme relative alla disciplina della pesca marittima. L'ancoraggio degli attrezzi e delle unità da pesca è consentito esclusivamente nell'esercizio delle attività di pesca.

Esercizio della pesca professionale

La pesca professionale subacquea è vietata in tutto il territorio del Parco. La pesca professionale è vietata nelle Zone MA, MA – area archeologica e MB a regolamentazione ristretta.

Nelle Zone MB, MC e MD è consentita la piccola pesca artigianale, previa autorizzazione del Parco, solo ai residenti nell'Isola, con le attrezzature e con i metodi previsti al punto C3 della delibera, cioè: reti da posta, palangari, lenze (a mano, a canna, a traina, meccanizzate o non, da imbarcazione), nasse, arpioni, con o senza l'uso di fonti luminose. È consentita la cala di 2500 metri di reti da posta per imbarcazione; è consentita la cala di palangari per un massimo di 600 ami per imbarcazione.

Esercizio della pescaturismo

La pesca-turismo è vietata nelle Zone MA, MA – area archeologica e MB a regolamentazione ristretta. È, invece, consentita nelle Zone MB, MC e MD ai solo soggetti legittimati alla pesca artigianale (residenti) e in possesso di licenza alla pescaturismo, con attrezzature e metodi come al punto precedente. È comunque vietato l'uso improprio di impianti di diffusione della voce e di segnali acustici o sonori.

Turisti a bordo delle unità da pescaturismo possono esercitare l'attività di pesca sportiva, come indicato al successivo punto.

Esercizio della pesca sportiva

La pesca sportiva è vietata nelle Zone MA, MA – area archeologica e MB a regolamentazione ristretta.

La pesca sportiva a esclusive finalità ricreative è consentita, salvo il divieto di utilizzo di fonti luminose, con le attrezzature e le modalità indicate al punto E2 della delibera, cioè: palangari fissi, lenze a non più di tre ami (a mano, a canna, a traina, meccanizzate o non, da imbarcazione o da terra), lenze e canne per cefalopodi (da imbarcazione o da terra). Per il palangaro si considera un numero massimo di 70 ami (di lunghezza massima non inferiore a 22 mm) a pescatore per un massimo di 200 ami ad imbarcazione. Per le lenze il numero massimo ad imbarcazione è 3 per un massimo di 1 a pescatore sportivo.

È vietata la pesca dei crostacei. Il pescatore sportivo non può catturare giornalmente pesci, molluschi (polpi, seppie, calamari) in quantità superiore a 5 kg complessivi salvo il caso di pesce singolo di peso superiore. Non può essere catturato giornalmente più di un esemplare di cernia a qualunque specie appartenga.

È consentita la raccolta del riccio di mare *Paracentrotus lividus*, esclusa nei mesi di maggio e giugno, nelle Zone MB e MC per un massimo di n.10 esemplari/gg a imbarcazione, previa autorizzazione del Parco, per i soli residenti o proprietari di abitazioni nel Comune di Capraia Isola, oltre a coniugi e parenti fino al I e II grado.

Nella Zona MC è consentito l'esercizio della pesca sportiva, previa autorizzazione dell'Ente Parco, anche ai non residenti o non proprietari di abitazioni nel comune di Capraia Isola, che alloggino almeno per 7 giorni consecutivi sull'Isola, con le attrezzature indicate al punto E6 della delibera.

Nella Zona MD è consentito l'esercizio della pesca sportiva e la raccolta di ricci di mare ai residenti o proprietari di abitazioni nel comune di Capraia Isola e ai loro coniugi o i parenti in linea retta fino al I grado e II grado, con gli stessi attrezzi e le stesse modalità di cui ai punti E.2, E3, E.4 della delibera. Per i soli non residenti o non proprietari di abitazioni nel comune

di Capraia Isola, è consentita, previa autorizzazione dell'Ente gestore con gli stessi attrezzi e le stesse modalità di cui al punto E.6 della delibera.

L'autorizzazione rilasciata ai residenti ha durata quinquennale; per gli altri soggetti ha durata triennale, salvo ai residenti stagionali a cui viene rilasciata per la durata della permanenza e comunque per non più di 3 mesi l'anno.

Esercizio della pesca subacquea sportiva.

L'attività di pesca sportiva subacquea in apnea è consentita nella zona MD, previa autorizzazione dell'Ente Parco, con utilizzo del solo arpione ed è consentito l'uso di torcia. È vietata la pesca alla cernia di qualsiasi specie e di tutte le specie di molluschi. Non è consentito, in esercizio di pesca, l'uso di acquascooter o qualsiasi altro mezzo di propulsione meccanica, o attrezzatura similare atta al trascinamento del subacqueo.

Tutti i soggetti, persone fisiche o giuridiche, che effettuano prelievi ittici sono tenuti a rendere disponibili le informazioni circa il tipo di attrezzatura, il quantitativo di pescato, le specie prelevate e i tempi di pesca all'Ente Parco, che usa tali dati per il monitoraggio.

6.2. Criticità e misure di gestione

Sono diverse le possibili minacce legate direttamente o indirettamente ad attività antropiche che possono concorrere al degrado ed alla scomparsa di habitat e specie marine, alcune generano effetti su aree più o meno circoscritte (ad es. l'inquinamento delle acque provocato da sversamenti accidentali di sostanze tossiche o di idrocarburi), altre agiscono su scala globale e quindi non sono gestibili a livello locale (riscaldamento delle acque, diffusione di patogeni, inquinamento da plastiche e metalli pesanti).

Le principali pressioni e minacce riconducibili direttamente alle attività turistico ricreative (ancoraggi, frequentazione subacquea di grotte e scogliere, pesca sportiva, prelievo illegale di organismi), oppure legate alla fruizione turistica in modo indiretto e non esclusivo come l'eccessivo sforzo di pesca e la diffusione di specie aliene invasive (Tabella 17), si traducono in possibili criticità per gli habitat considerati in questo documento di monitoraggio (1120*, 1170 e 8330) e le specie marine di interesse conservazionistico ad essi associate (Tabella 18).

Tabella 17. Elenco delle possibili minacce e pressioni secondo la nomenclatura IUCN 2011 riconducibili alla fruizione turistica presso le isole di Capraia e Giannutri.

MINACCE/PRESSIONI	CODICE
Visite ricreative in grotta (terrestri e marine)	G01.04.03
Frequentazione scogliere (Subacquea e Calpestio)	G05,02
Penetrazione/disturbo sotto la superficie del fondale (generato dagli ancoraggi)	G05,03
Inquinamento delle acque	H03
Diffusione di specie esotiche invasive	I01
Pesca e raccolta di risorse acquatiche (Include gli effetti delle catture accidentali in tutte le categorie)	F02
Prelievo illegale/raccolta di fauna marina	F05

In relazione alla nautica da diporto, sebbene a Capraia, in virtù della regolamentazione dei settori marini del Parco, siano privilegiate le barche a vela e le piccole imbarcazioni a motore, l'impatto ad opera di ancoraggi e attrezzi da pesca rappresenta una minaccia in atto soprattutto nelle acque delle baie più frequentate. I sia pur piccoli natanti che eseguono l'ormeggio all'ancora avvicinandosi fino a pochi metri dalla costa, in periodi di alta stagione possono raggiungere quantità numeriche rilevanti, pertanto, dovrebbero essere opportunamente istruiti a comportamenti rispettosi della fragilità di habitat e specie ed educati a prevenire i danni che possono causare.

Il posizionamento di boe d'ormeggio con sistemi di ancoraggio eco-compatibili è una misura spesso adottata per limitare l'impatto della nautica da diporto in siti di particolare pregio o anche presso i punti di immersione molto frequentati (misura già adottata presso l'isola di Giannutri), dove, oltre a migliorare le condizioni di sicurezza per chi pratica l'attività subacquea, esclude la necessità di utilizzo dell'ancora da parte dei Diving e dei subacquei a qualunque titolo autorizzati.

Indagini recenti realizzate a Capraia nella Zona MC ed a Giannutri nelle Zone 1 e 2 del Parco, hanno rilevato una qualità ecologica degli habitat 1120*, 1170 e 8330, nonché delle specie target ad essi associati, BUONA o ELEVATA, ad indicare che le misure di protezione in atto appaiono al momento efficaci (PNAT, 2019a,b e 2020a,b).

Il documento di monitoraggio qui proposto rappresenta uno strumento comunque necessario alla valutazione delle condizioni ecologiche anche nelle altre Zone e come controllo dell'evoluzione della situazione nel tempo. Il monitoraggio proposto, nel rilevare eventuali condizioni di squilibrio ambientale, potrà fornire le informazioni necessarie per ricondurre le situazioni alterate ad uno stato ecologico BUONO, semplicemente adottando le misure di protezione in atto nelle zone dove le alterazioni non si sono presentate.

A titolo di esempio, si riporta il caso di Giannutri dove la mancanza di una specifica regolamentazione nei due conconi di accesso all'isola comporta l'ingresso e la permanenza nelle baie del Golfo dello Spalmatoio di un notevole numero di imbarcazioni a motore (yachts, motoscafi), molte di grandi dimensioni. Inoltre, spesso viene eseguito l'ormeggio all'ancora e l'avvicinamento fino a pochi metri dalla costa da parte dei natanti che, soprattutto nei fine settimana estivi, raggiungono quantità numeriche veramente rilevanti (ben oltre le 100/gg), con particolare concentrazione di imbarcazioni in settori specifici del Golfo come presso la Cala Volo di Notte. Il fenomeno è stato denunciato recentemente soprattutto per i gravi danni che l'ancoraggio comporta per le praterie di *Posidonia oceanica* e sugli individui di *Pinna nobilis*, la cui popolazione è già stata gravemente compromessa anche dalla moria massiva provocata dal microrganismo patogeno *Aplosporidium pinnae*.

Indagini condotte dagli scriventi in settembre 2019 (PNAT, 2020b) hanno permesso di mappare la prateria di *Posidonia oceanica* presente all'interno del Golfo dello Spalmatoio e valutarne lo stato ecologico. I limiti della prateria ed i dati di copertura sono stati individuati mediante transetti subacquei eseguiti sia da operatori scientifici subacquei con l'ausilio di scooter subacquei sia con l'ausilio di un mini-ROV (Figura 18 e Figura 19).

Figura 18. Operatore scientifico con lo Scooter subacqueo utilizzato per i rilevamenti. (Foto L. Leone)



Figura 19. Mini ROV utilizzato per i rilevamenti subacquei presso l'isola di Giannutri. (Foto S. Acunto)



Da tutti i dati di copertura derivati dai rilievi fotogrammetrici è stato calcolato l'Indice di Conservazione (IC) che è risultato in media pari a 0.69, valore che colloca la prateria del Golfo dello Spalmatoio in uno stato di conservazione MODERATO ($0.50 \leq C.I. < 0.70$). Ulteriori dati rilevati *in situ* mediante la tecnica LIT (Line Intercept Transect) hanno permesso di

Pagina | 84

RTI composta da: NEMO srl e MAREA Studio Associato



determinare una condizione di particolare sofferenza, soprattutto rispetto alla pressione determinata dagli ancoraggi, nella porzione di prateria più profonda, in particolare a profondità di circa 20 m dove sono stati ottenuti valori di CI inferiori a 0.70 (valore soglia tra lo stato MODERATO e lo stato BUONO).

I risultati ottenuti suggeriscono una situazione sensibilmente diversa rispetto a quella riscontrata nelle zone a mare protette dove l'Indice di Conservazione (CI), nelle aree studiate presso le Zone 2 del Parco, variava tra 0.75 ed 1 inserendo quelle praterie nelle classi di conservazione tra BUONA ($0,70 \leq C.I. < 0,89$) ed ELEVATA ($0,90 \leq C.I. < 1$).

La situazione potrebbe essere migliorata in futuro con una variante al Piano del Parco che preveda la sostituzione delle attuali Zone 1 e 2 con una nuova zonazione a mare, sull'esempio di quanto realizzato per l'isola di Capraia, e con una auspicabile estensione della protezione anche presso alcuni settori del Golfo dello Spalmatoio al fine di riportare l'habitat 1120* in condizioni di conservazione e qualità ecologica BUONA attraverso la regolamentazione degli ancoraggi.

Riguardo la frequentazione di scogliere e grotte da parte dei subacquei, una continua ed efficace opera di informazione e l'obbligo di accompagnamento da parte di personale opportunamente formato e qualificato (già in vigore presso entrambe le isole) può contribuire efficacemente alla salvaguardia di specie ed habitat sensibili.

Le immersioni subacquee, infatti, possono provocare il deterioramento delle comunità bentoniche poiché i subacquei, attraverso il contatto fisico con le mani, il corpo, le attrezzature e le pinne, possono facilmente danneggiare gli organismi marini (Talge, 1992; Roupheal e Inglis, 1995, 1997; Tratalos e Austin, 2001; Zakai e Chadwick-Furman, 2002; Pulfrich *et al.*, 2003; Uyarra e Côté, 2007). Sebbene il singolo danno prodotto sia generalmente di poco conto, ci sono alcune prove che gli effetti cumulativi dei disturbi possano causare localmente una significativa perdita di organismi sensibili (Garrabou *et al.*, 1998; Hawkins *et al.*, 1999; Plathong *et al.*, 2000). Il problema è maggiore quando l'attività subacquea si concentra su aree protette. Tuttavia, alcuni autori affermano che l'impatto dei subacquei in un sito può essere influenzato più dalla loro esperienza e comportamento che dal numero di persone che frequentano il sito (Davis e Tisdell, 1995; Roupheal e Inglis, 2001; Barker e Roberts, 2004). Infatti, la maggior parte dei contatti con il fondo e con gli organismi che lo popolano sembra essere involontaria e causata da una cattiva tecnica di nuoto, valutazioni errate e mancanza di attenzione, fattori che, in generale, indicano una scarsa abilità in immersione. In effetti, è stato statisticamente dimostrato che i subacquei più esperti, cioè coloro che hanno completato più immersioni o fanno immersioni da un numero maggiore di anni, hanno un numero minore di contatti con il substrato rispetto ai meno esperti (Luna *et al.*, 2009). Inoltre, i subacquei che non percepiscono la possibilità di poter arrecare un disturbo all'ambiente nel corso delle loro immersioni sono poi quelli che provocano i maggiori danni ecologici. Effetti significativamente positivi sul comportamento dei subacquei si possono dunque ottenere attraverso la pratica di eseguire un buon *briefing* pre-immersione da parte di un membro esperto del gruppo e nel caso di immersioni guidate (Luna *et al.*, 2009).

Oltre alla pesca sportiva anche la pesca artigianale locale, soprattutto presso l'isola di Capraia, deve essere inclusa tra le minacce che accompagnano la fruizione turistica in considerazione delle attività di pescaturismo ed al fisiologico aumento di richiesta del prodotto ittico che accompagna l'aumento della popolazione delle due isole nei mesi estivi.

L'accertata presenza presso le due isole di specie alloctone invasive come le macroalghe *Caulerpa cylindracea* e *Lophocladia lallemandii*, a causa della loro diffusione ormai a scala di bacino, può solo essere controllata attraverso un piano di monitoraggio, come quello qui proposto, che rilevi sul nascere eventuali effetti negativi sui principali habitat e sulle popolazioni di specie sensibili.

Il documento di monitoraggio proposto, oltre che agli habitat, pone particolare attenzione al popolamento ittico e ad alcune specie di particolare rilevanza conservazionistica (Paragrafo 5.5 di questo documento) come in particolare *Pinna nobilis* (in entrambe le isole), *Patella ferruginea* (a Capraia), *Lithophaga lithophaga* e *Corallium rubrum* (a Giannutri).

Il monitoraggio per seguire l'evolversi della moria di *Pinna nobilis*, che ha raggiunto entrambe le isole di Giannutri e Capraia nell'estate 2018, si rende necessario per individuare l'eventuale presenza di organismi ancora vitali e porre in atto tutte le misure necessarie alla salvaguardia della specie.

P. ferruginea è considerato l'invertebrato marino più a rischio di estinzione di tutto il bacino Mediterraneo, Capraia è sede di una importantissima popolazione relitta e la persistenza della specie è legata alle misure di protezione in vigore sull'isola

insieme alle opportune misure di censimento e monitoraggio che necessariamente dovranno essere implementate per scongiurare fenomeni di prelievo illegale o di inquinamento delle acque che potrebbero provocare la perdita di individui di una popolazione già fragile.

A Giannutri di particolare rilievo è la presenza di popolazioni di *Lithophaga lithophaga* nell'infralitorale roccioso e *Corallium rubrum* nelle grotte sommerse e nel coralligeno. Il loro monitoraggio dovrà dunque essere implementato in concomitanza con quello dei loro habitat elettivi in quanto la presenza e distribuzione di queste specie rappresenta un valore aggiunto per tali habitat condizionandone la qualità ecologica.

Per concludere, in Tabella 18 si elencano a fronte delle minacce/pressioni precedentemente citate (Tabella 17), le soglie di criticità per gli habitat e le specie di interesse conservazionistico considerati in questo documento (già indicate al Paragrafo 5.6) e le possibili misure gestionali idonee alla risoluzione delle criticità.

Tabella 18. Elenco delle pressioni e minacce, degli habitat e delle specie su cui possono avere effetto, delle soglie di criticità corrispondenti e delle possibili misure di gestione per risolvere le criticità.

MINACCE/PRESSIONI	HABITAT E SPECIE INTERESSATI	SOGLIE DI CRITICITA'	MISURE DI GESTIONE
Visite ricreative in grotta (terrestri e marine)	Habitat di interesse comunitario (8330): Grotte sommerse e semi-sommerse	QE: BUONA CavEBQI > 0.6	Regolamentazione dei flussi; Azioni di informazione e formazione rivolte a stakeholders (Diving, subacquei e diportisti).
	Specie di interesse comunitario: <i>Corallium rubrum</i>	QE Habitat 8330: BUONA Densità media > 200 colonie/m ² (valore indicativo a causa della elevata variabilità del descrittore).	
Frequenziazione scogliere (Subacquea e Calpestio)	Habitat di interesse comunitario 1170: Ambiente roccioso superficiale e Coralligeno	QE: BUONA CARLIT: Valore EQR ≥ 0.6; ESCA: Valore EQR > 0.6; COARSE: Valore 2.35 < EQR ≤ 3	Regolamentazione dei flussi; Azioni di informazione e formazione rivolte a stakeholders (Diving, subacquei e diportisti).
Penetrazione/disturbo sotto la superficie del fondale (generato dagli ancoraggi)	Habitat di interesse comunitario (1120*): praterie di <i>Posidonia oceanica</i>	QE: BUONA; CI ≥ 0.7; SI < 0.25; PSI < 0.16; Valori di densità indicativi di "Prateria in equilibrio" (Buia <i>et al.</i> , 2004): Assenza di segnali di regressione dei limiti.	Regolamentazione dei flussi; Posizionamento di ormeggi fissi; Designazione di aree adatte all'ancoraggio libero prive di habitat sensibili; Produzione e/o diffusione dell'utilizzo di Applicazioni per Smartphone specifiche per l'individuazione di aree di ancoraggio; Azioni di informazione e formazione rivolte a stakeholders (Diving, subacquei e diportisti).
	Habitat di interesse comunitario 1170: Coralligeno	QE: BUONA ESCA: Valore EQR > 0.6; COARSE: Valore 2.35 < EQR ≤ 3	
	Specie di interesse comunitario: <i>Pinna nobilis</i>	QE Habitat 1120* elettivo della specie: BUONA <u>Densità media della popolazione secondo Basso <i>et al.</i> (2015):</u> Mar Mediterraneo 9,78 ± 2,25 ind./100m ² (media ± SE) Nei mari che bagnano l'Italia, Mar Adriatico: 11,30 ± 2,17 ind./100m ² , Mar Tirreno: 6,25 ± 2,52 ind./100m ² Mar Ionio: 0,004 ± 0,004 ind./100m ²	

MINACCE/PRESSIONI	HABITAT E SPECIE INTERESSATI	SOGLIE DI CRITICITA'	MISURE DI GESTIONE
Inquinamento delle acque	Tutti	QE: BUONA Persistenza di popolazioni stabili	Azioni di ripristino caso specifiche degli habitat (o popolazioni) interessati.
Diffusione di specie esotiche invasive	Tutti	QE: BUONA Persistenza di popolazioni autoctone stabili	Azioni di ripristino caso specifiche degli habitat (o popolazioni) interessati; Azioni di eradicazione o controllo; Azioni di informazione rivolte a stakeholders e pubblico generico;
Pesca e raccolta di risorse acquatiche (Include gli effetti delle catture accidentali in tutte le categorie)	Fauna ittica: Intero popolamento con particolare riferimento alle popolazioni delle seguenti specie: <ul style="list-style-type: none"> • <i>Diplodus spp.</i> • <i>Dentex dentex</i> • <i>Sparus aurata</i> • <i>Spondyliosoma cantharus</i> • <i>Epinephelus marginatus</i> • <i>Hippocampus spp.</i> • <i>Phycis phycis</i> • <i>Sciaena umbra</i> • <i>Seriola dumerilii</i> 	Le valutazioni sulle condizioni delle popolazioni sono di tipo comparativo tra i valori ottenuti per i diversi descrittori: <ul style="list-style-type: none"> • Confronto delle potenziali differenze tra le diverse Zone a mare del Parco per valutare l'effetto dei differenti livelli di protezione/gestione. • Confronto delle potenziali differenze della consistenza delle popolazioni nel tempo. Valori soglia non disponibili.	Regolamentazione della pesca
	Molluschi; Crostacei; Echinodermi	Le valutazioni sulle condizioni delle popolazioni sono di tipo comparativo Valori soglia non disponibili	
Prelievo illegale/raccolta di fauna marina	Specie di interesse comunitario: <i>Pinna nobilis</i>	QE Habitat 1120* elettivo della specie: BUONA <u>Densità media della popolazione secondo Basso et al. (2015):</u> Mar Mediterraneo 9,78 ± 2,25 ind./100m ² (media± SE) Nei mari che bagnano l'Italia, Mar Adriatico: 11,30 ± 2,17 ind./100m ² , Mar Tirreno: 6,25 ± 2,52 ind./100m ² Mar Ionio: 0,004 ± 0,004 ind./100m ²	Regolamentazione dei flussi; Azioni di informazione e formazione rivolte a stakeholders (Diving, subacquei e diportisti); Misure di contrasto e sanzionatorie.
	Specie di interesse comunitario: <i>Patella ferruginea</i>	QE Habitat 1170 (ambiente roccioso superficiale) elettivo della specie: BUONA. Densità media > 0.05 ind./m (La Mesa et al., 2019)	
	Specie di interesse comunitario: <i>Centrostephanus longispinus</i>	QE Habitat 1170 (Coralligeno) elettivo della specie: BUONA. Conoscenze sulla consistenza delle popolazioni insufficienti. Valori soglia non disponibili. <i>Alcuni studi condotti lungo la costa spagnola riportano densità di 0.18 ind./m (La Mesa et al., 2019)</i>	

MINACCE/PRESSIONI	HABITAT E SPECIE INTERESSATI	SOGLIE DI CRITICITA'	MISURE DI GESTIONE
	Specie di interesse comunitario: <i>Scyllarides latus</i>	QE Habitat 1120* e 1170 elettivi della specie: BUONA. Conoscenze sulla consistenza delle popolazioni insufficienti. Valori soglia non disponibili.	
	Specie di interesse comunitario: <i>Lithophaga lithophaga</i>	QE Habitat 1170 elettivo della specie: BUONA. Dw ≤ 0.2 Densità media > 0.05 ind./m (La Mesa <i>et al.</i> , 2019)	
	Specie di interesse comunitario: <i>Corallium rubrum</i>	QE Habitat 1170 (Coralligeno) e 8330 elettivi della specie: BUONA. Densità media > 200 colonie/m ² (valore indicativo a causa della elevata variabilità del descrittore).	
	Altre Specie di interesse conservazionistico: Con particolare riferimento alle specie di <i>Poriferi, Gorgonacei, Madreporari e Briozoi eretti</i> negli habitat 1170 (Coralligeno) e 8330.	QE Habitat 8330 e 1170: BUONA. Conoscenze sulla consistenza delle popolazioni insufficienti. Valori soglia non disponibili.	

7. 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, & M. Bricchet (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.
- ANDERSON, M. J. (2006). Distance-based test for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics*, 62, 245–253.
- ARDIZZONE, G.D., BELLUSCIO, A., MAIORANO, L., 2006. Long-term change in the structure of a *Posidonia oceanica* landscape and its reference for a monitoring plan. *Marine Ecology* 27, 299–309.
- ARÉVALO R., PINEDO S., BALLESTEROS E., 2007. Changes in the composition and structure of Mediterranean rocky-shore communities following a gradient of nutrient enrichment: descriptive study and test of proposed methods to assess water quality regarding macroalgae. *Marine Pollution Bulletin*, 55: 104-113.
- BACCI, T., RENDE, S.F., MONTEFALCONE, M., 2012. Elemento di Qualità Biologica Angiosperme: *Scheda metodologica ISPRA per il calcolo dello stato ecologico secondo la metodologia PREI. Procedure di campionamento per la raccolta dati.*
- BALATA, D., PIAZZI, 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., NESTI, U., PIAZZI, L., CINELLI, F., 2007. Patterns of spatial variability of seagrass epiphytes in the north-west Mediterranean Sea. *Marine Biology* 151, 2025–2035.
- BALATA, D., PIAZZI, L., & BENEDETTI-CECCHI, L., 2007. Sediment disturbance and loss of β diversity on subtidal rocky reefs. *Ecology*, 8, 2455–2461.
- BALATA, D., PIAZZI, L., & CINELLI, F., 2007. 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.
- BALLESTEROS, E., 2006. Mediterranean coralligenous assemblages: A synthesis of present knowledge. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 44, 123–195.
- BALLESTEROS E., TORRAS X., PINEDO S, GARCÍA M., MANGIALAJO L., TORRES DE M., 2007. A new methodology based on littoral community cartography for the implementation of the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, 55: 172-180.
- BARKER N.H.L., ROBERTS C.M., 2004. Scuba diver behaviour and the management of diving impacts on coral reefs. *Biological Conservation*. 120, 481-489.
- BASSO L., VAZQUEZ-LUIS M., GARCIA-MARCH J.R., DEUDERO S., ALVAREZ E., VICENTE N., DUARTE C.M., HENDRIKS E., 2015. The Pen Shell, *Pinna nobilis*: A Review of Population Status and Recommended Research Priorities in the Mediterranean Sea. *Advances in Marine Biology*, 71: 109-160.
- 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 and Freshwater Ecosystems*, 7, 253–262.
- BAVESTRELLO, G., BERTOLINO, M., BETTI, F., BIANCHI, C.N., BO, M., CATTANEO-VIETTI, R., MONTEFALCONE, M., MORRI, C., 2016. Nuove prospettive nello studio del coralligeno mediterraneo. *Biologia Marina Mediterranea* 23 (1), 170 - 173.
- BELL, S.S., BROOKS, R.A., ROBBINS, B.D., FONSECA, M.S., HALL, M.O., 2001. Faunal response to fragmentation in seagrass habitats: implications for seagrass conservation. *Biological Conservation* 100, 115–123.
- BENSON B.L., 1989. Airlift sampler: applications for hard substrata. *Bull. Mar. Sci.*, 44 (2): 752-756.
- BIANCHI C.N., COCITO S., MORRI C., SGORBINI S., 1991. Rilevamento bionomico subacqueo. In: Abbiati M. (ed), *Lezioni del corso formativo per ricercatore scientifico subacqueo*. International School for Scientific Diving, Pisa: 67-83.
- BIANCHI, C.N., ARDIZZONE, G.D., BELLUSCIO, A., COLANTONI, P., DIVIACCO, G., MORRI, C., TUNESI, L., 2004. Benthic cartography. *Biologia Marina Mediterranea* 10 (Suppl.), 347–370.
- BIANCHI, C.N., PRONZATO R., CATTANEO-VIETTI R., BENEDETTI CECCHI 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., 2004b. Hard bottoms. *Biologia Marina Mediterranea* 10 (Suppl.), 185-216.

- BIANCHI, C. N., CATTANEO-VIETTI, R., MORRI, C., NAVONE, A., PANZALIS, P., ORRÙ, P., 2007. Coralligenous formations in the marine protected area of Tavolara Punta Coda Cavallo (NE Sardinia, Italy). *Biologia Marina Mediterranea*, 14, 148–149.
- BIANCHINI M.L., RAGONESE S., 2007. Growth of Slipper Lobsters of the Genus *Scyllarides*. In: Lavalli K.L., Spanier E. (eds). *The Biology and Fisheries of the Slipper Lobster*. CRC Press, Taylor and Francis Group, Florida: 199-220.
- BO M., CANESE S., SPAGGIARI C., PUSCEDDU A., BERTOLINO M., ANGIOLILLO M., GIUSTI M., LORETO M.F., SALVATI E., GRECO S., BAVESTRELLO G., 2012. Deep coral oases in the South Tyrrhenian Sea. *PLoS ONE*, 7 (11), doi: 10.1371/journal.pone.0049870
- BOUDOURESQUE, C.F., 1971. Méthodes d'étude qualitative et quantitative du benthos (en particulier du phytobenthos). *Tethys* 3, 79–104.
- BOUDOURESQUE, C.F., MEINESZ, A., 1982. Découverte de l'herbier de Posidonies. *Cahier du Parc National de Port-Cros* 4, 1–79.
- BOUDOURESQUE C.F., JEUDY DE GRISSAC A., MEINESZ A., 1984. Relation entre la sédimentation et l'allongement des rhizomes orthotropes de *Posidonia oceanica* dans la baie d'Elbu (Corse). In: Boudouresque C.F, Jeudy de grissac A., Olivier J. Eds. *International workshop on Posidonia oceanica Beds*. GIS Posidonie publ., Fr., pp. 185-191.
- BOUDOURESQUE, C.F., BERNARD, G., BONHOMME, P., CHARBONNEL, E., DIVIACCO, G., MEINESZ, A., PERGENT, G., PERGENT-MARTINI, C., RUITTON, S., TUNESI, L., 2006. Préservation et conservation des herbiers à *Posidonia oceanica*. RaMoGe Publication, Monaco, p. 202.
- BUIA, M.C., GAMBI, M.C., DAPPIANO, M., 2004. Seagrass systems. *Biologia Marina Mediterranea* 10 (Suppl.), 133–83.
- BUSSOTTI, S., TERLIZZI, A., FRASCHETTI, S., BELMONTE, G., BOERO, F., 2006. Spatial and temporal variability of sessile benthos in shallow Mediterranean marine caves. *Mar.Ecol. Prog. Ser.* 325, 109–119.
- CALADO, R., CHEVALDONNÉ, P., DOS SANTOS, A., 2004. A new species of the deep-sea genus *Bresilia* (Crustacea: Decapoda: Bresiliidae) discovered from a shallow-water cave in Madeira. *J. Mar. Biol. Assoc. UK* 84 (1), 191–199.
- CÁNOVAS MOLINA A., MONTEFALCONE M., BAVESTRELLO G., CAU A., BIANCHI C.N., MORRI C., CANESE S., BO M., 2016. A new ecological index for the status of mesophotic megabenthic assemblages in the Mediterranean based on ROV photography and video footage. *Cont. Shelf Res.*, 121: 13-20.
- CATANESE G., GRAU A., VALENCIA J.M., GARCIA-MARCH J.R., VÁZQUEZ-LUIS M., ALVAREZ E., DEUDERO S., DARRIBA S., CARBALLAL M.J. & VILLALBA A., 2018. *Haplosporidium pinnae* sp. nov., a haplosporidan parasite associated with mass mortalities of the fan mussel, *Pinna nobilis*, in the Western Mediterranean Sea. *Journal of Invertebrate Pathology*, 157: 9-24.
- CEBRIAN, J., MARBÀ, N., DUARTE, C.M., 1994. Estimating leaf age of the seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile using the plastochrone interval index. *Aquatic Botany* 49 (1), 59–65.
- CECCHI, E., GENNARO, P., PIAZZI, 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*, 49, 298-312.
- CERRANO, C., BERTOLOTTO, R., COPPO, S., PALMA, M., PANTALEO, U., VALISANO, L., PONTI, M., 2014. Assessment of coralligenous assemblages status in the Ligurian Sea. In C. Bouafif, H. Langar, & A. Ouerghi (Eds.), *Proceedings of the second Mediterranean symposium on the conservation of coralligenous and other calcareous biocoenoses*, Portorož, Slovenia, 29–30 October 2014 (pp. 61–65). UNEP/MAP–RAC/SPA: Tunis, Tunisia.
- CERRANO C., PONTI M., TURICCHIA E., ROSSI G., 2019. *Manuale EcoDiver MAC - Guida al Monitoraggio dell'Ambiente Costiero Mediterraneo*. Ver. 5.1. Reef Check Italia *onlus*, Ancona, 126 pp.
- CHEVALDONNÉ, P., LEJEUSNE, C., 2003. Regional warming-induced species shift in north-west Mediterranean marine caves. *Ecol. Lett.* 6, 371–379.
- CINAR, M.E., BAKIR, K., 2014. ALien Biotic IndEX (ALEX) – a new index for assessing impacts of alien species on benthic communities. *Mar. Pollut. Bull.* 87, 171–179.
- DALE, V.H., BEYELER, S.C., 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators* 1, 3–10.
- DAVIS D., TISDELL C., 1995. Recreational scuba-diving and carrying capacity in marine protected areas. *Ocean and Coastal Management*. 26, 19-40.

- DETER, J., DESCAMP, P., BALLESTA, L., BOISSERY, P., & HOLON, F., 2012. A preliminary study toward an index based on coralligenous assemblages for the ecological status assessment of Mediterranean French coastal waters. *Ecological Indicators*, 20, 345–352.
- 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.
- DEVESCOVI M., IVEŠA L., 2008. Colonization patterns of the date mussel *Lithophaga lithophaga* (L., 1758) on limestone breakwater boulders of a marina. *Period. Biol.*, 110: 339-345.
- DI CAMILLO, C.G., PONTI, M., BAVESTRELLO, G., KRZELJ, M., & CERRANO, C. (2018). Building a baseline for habitat-forming corals by a multi-source approach, including Web Ecological Knowledge. *Biodiversity and Conservation*, 27, 1257–1276.
- DI FRANCO A., BUSSOTTI S., NAVONE A., PANZALIS P., GUIDETTI P., 2009. Evaluating effects of total and partial restrictions to fishing on Mediterranean rocky-reef fish assemblages. *Marine Ecology Progress Series*, 387: 275-285.
- DUARTE C.M., KIRKMAN H., 2001. Methods for the measurement of seagrass abundance and depth distribution. In: Short F.T., Coles R.G. (Eds). *Global seagrass research methods*. Elsevier Scientific publ., Amsterdam: 141-153.
- EEC, 1992. Council Directive 92/43/EEC on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. Official Journal of the European Communities. No L 206 of 22 July 1992.
- EL-MENIF N.T., JAAFAR KEFI F., RAMDANI M., FLOWER R., BOUMAIZA M., 2007. Habitat and associated fauna of *Lithophaga lithophaga* (Linné 1758) in the Bay of Bizerta (Tunisia). *J. Shellfish Res.*, 26: 569-574.
- EU, 2000. DIRECTIVE 2000/60/EC of the European parliament and of the council, of 23 October 2000, establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities, G.U.C.E. 22/12/2000, L 327.
- FANELLI G., PIRAINO S., BELMONTE G., GERACI S., BOERO F., 1994. Human predation along Apulian rocky coasts (SE Italy): desertification caused by *Lithophaga lithophaga* (Mollusca) fisheries. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 110: 1-8.
- 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.
- FRANCOUR P., 1991. Statut de *Centrostephanus longispinus* en Méditerranée. In: Boudouresque C.F., Avon M., Gravez V. (eds.). *Les espèces marines à protéger en Méditerranée. GIS Posidonie publ., Fr.* pp. 187-202.
- FRASCHETTI S., BIANCHI C.N., TERLIZZI A., FANELLI G., MORRI C., BOERO F., 2001. Spatial variability and human disturbance in shallow subtidal hard substrate assemblages: a regional approach. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 212: 1-12.
- GALINOUMITSOU S., SINIS A.I., 1997. Population dynamics of the date mussel, *Lithophaga lithophaga* (L., 1758) (Bivalvia: Mytilidae), in the Evoikos Gulf (Greece). *Helgol. Meeresunters.*, 51: 137-154.
- GARRABOU J., SALA E., ARCAS A., ZABALA M., 1998. The impact of diving on rocky sublittoral communities: a case study of a bryozoan population. *Conservation Biology*, 12, 302-312.
- 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.
- GATTI, G., BIANCHI, C. N., MORRI, C., MONTEFALCONE, M., SARTORETTO, S., 2015. 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., ... MORRI, C., 2015. 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., 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.
- GENNARO P., RENDE S.F., 2012. Integrazione al Quaderno metodologico ISPRA per il calcolo dello stato ecologico secondo la metodologia CARLIT. Procedure di campionamento per la raccolta dati. Link: http://www.sintai.isprambiente.it/faces/public/DLGS152_06/acq_mar_cos.xhtml.

- GEROVASILEIOU, V., VOULTSIADOU, E., 2012. Marine caves of the Mediterranean Sea: a sponge biodiversity reservoir within a biodiversity hotspot. *PLOS ONE* 7, e39873.
- GIRAUD, G., 1977. Essai de classement des herbiers de *Posidonia oceanica* (Linné) Delile. *Botanica Marina* 20, 487–491.
- GOBERT, S., SARTORETTO, S., RICO-RAIMONDINO, V., ANDRAL, B., CHERY, A., LEJEUNE, P., BOISSERY, P., 2009. Assessment of the ecological status of Mediterranean French coastal waters as required by the Water Framework Directive using the *Posidonia oceanica* Rapid Easy Index (PREI). *Mar. Pollut. Bull.* 58, 1727–1733.
- HARME LIN, J.G., VACELET, J., VASSEUR, P., 1985. Les grottes sous-marines obscures: un milieu extrême et un remarquable biotope refuge. *Téthys* 11, 214–229.
- HAWKINS J.P., ROBERTS C.M., VAN'T HOF T., DE MEYER K., TRATALOS J., ALDAM C., 1999. Effects of recreational scuba diving on Caribbean coral and fish communities. *Conservation Biology*. 13, 888–897.
- HILL J., WILKINSON C., 2004. Methods for ecological monitoring of coral reefs. A resource for managers. Australian Institute of Marine Science, Townsville, Qld, Australia
- HODGSON, G., 1999. A global assessment of human effects on coral reefs. *Mar. Pollut. Bull.* 38 (5), 345–355.
- HOLTHUIS L.B., 1991. Marine lobsters of the world. *An annotated and illustrated catalogue of species of interest to fisheries known to date. FAO Fisheries Synopsis*, 125 (13). FAO, Rome. 292 pp.
- HOVEL K.A., LIPCIUS R.N. 2002. Effects of seagrass habitat fragmentation on juvenile blue crab survival and abundance. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 271, 5–98.
- ISPRA, 2013. Buone Prassi per lo svolgimento in sicurezza delle attività subacquee di ISPRA e delle Agenzie Ambientali. Manuali e Linee Guida ISPRA 94/2013.
- ISPRA, 2014. Documento di sintesi sui Programmi di Monitoraggio della Strategia Marina (elaborato ai fini della consultazione del pubblico di cui all'art. 16 del D.lsg. 190/2010). <http://www.strategiamarina.isprambiente.it/consultazioni/consultazioni-2014/sintesi-sui-programmi-di-monitoraggio-della-strategia-marina>
- JANSEN, A., CHEVALDONNE, P., ARBIZU, P.M., 2013. Meiobenthic copepod fauna of amarine cave (NW Mediterranean) closely resembles that of deep-sea communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 479, 99–113.
- KIPSON, S., KALEB, S., KRUŽIĆ, P., RAJKOVIĆ, Ž., ŽULJEVIĆ, A., JAKLIN, A., GARRABOU, J., 2014. Croatian coralligenous monitoring protocol: The basic methodological approach. In C. Bouafif, H. Langar, & A. Ouerghi (Eds.), *Proceedings of the second Mediterranean symposium on the conservation of coralligenous and other calcareous bi-concretions*, Portorož, Slovenia, 29–30 October 2014 (pp. 95–99). Tunis, Tunisia: UNEP/MAP–RAC/SPA.
- 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.
- LEDOYER, M., 1989. Les mysidacés (Crustacea) des grottes sous-marines obscures de Méditerranée nord-occidentale et du proche Atlantique (Portugal et Madère). *Mar. Nat.* 2, 39–62.
- LEJEUSNE, C., CHEVALDONNÉ, P., 2006. Brooding crustaceans in a highly fragmented habitat: the genetic structure of Mediterranean marine cave-dwelling mysid populations. *Mol. Ecol.* 15, 4123–4140.
- LEONI, V., PASQUALINI, V., PERGENT-MARTINI, C., 2003. Descriptors of *Posidonia oceanica* meadows: general overview. In: E. Özhan (Ed.), *Proceedings of the Sixth International Conference on the Mediterranean Coastal Environment*, MEDCOST 03. Ravenna, Italy, pp. 831–842.
- LERICHE, A., PASQUALINI, V., BOUDOURESQUE, C.F., BERNARD, G., BONHOMME, P., CLABAUT, P., DENIS, J., 2006. Spatial, temporal and structural variations of a *Posidonia oceanica* seagrass meadow facing human activities. *Aquatic Botany* 84, 287–293.
- 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.
- LOYA Y., 1978. Plotless and transect methods. In: Stoddart D.R., Johannes R.E. (eds), *Coral reefs: research methods*. UNESCO, Paris, Monographs on oceanographic methodology, 5: 197–217.
- LUNA, B., VALLE PÉREZ, C., SÁNCHEZ-LIZASO, J. L., 2009. Benthic impacts of recreational divers in a Mediterranean Marine Protected Area. – *ICES Journal of Marine Science*, 66: 517–523

- MCDONALD J.I., COUPLAND G.T., KENDRICK G. A., 2006 . Underwater video as a monitoring tool to detect change in seagrass cover. *Journal of Environmental Management* 80 : 148–155
- MANGIALAJO L., CHIANTORE M., CATTANEO-VIETTI R., 2008. Loss of furoid algae along a gradient of urbanisation, and structure of benthic assemblages. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 358: 63-74.
- MANGIALAJO L., SARTONI G., GIOVANARDI F., 2008. Quaderno metodologico sull'elemento biologico Macroalghe e sul calcolo dello stato ecologico secondo la metodologia CARLIT. Link: http://www.sintai.isprambiente.it/faces/public/DLGS152_06/acq_mar_cos.xhtml.
- MARBÀ, N., DUARTE, C.M., CEBRIÀ, J., GALLEGOS, M.E., OLESEN, B., SAND-JENSEN, K., 1996. Growth and population dynamics of *Posidonia oceanica* on the Spanish Mediterranean coast: elucidating seagrass decline. *Marine Ecology Progress Series* 137, 203–213.
- MEINESZ, A., LAURENT, R., 1978. Cartographie et état de la limite inférieure de l'herbier de *Posidonia oceanica* dans les Alpes-Maritimes (France), Campagne Poseidon 1976. *Botanica Marina* 21, 513–526.
- MEINESZ, A., LEFEVRE, J.R., ASTIER, J.M., 1991. Impact of coastal development on the infralittoral zone along the southeastern Mediterranean shore of continental France. *Marine Pollution Bulletin* 23, 343–347.
- MOLINIER, R., PICARD, J., 1952. Recherches sur les herbiers de phanérogames marines du littoral méditerranéen français. *Annales de l'Institut Océanographique*, Paris 27 (3), 157–234.
- MONTEFALCONE M., 2007. Thematic cartography and ecological synthetic indices for evaluating the status of coastal ecosystems: application at the *Posidonia oceanica* meadows in Liguria (NW Mediterranean Sea). PhD Thesis in Marine Science. University of Genoa, 209 pp.
- MONTEFALCONE M., 2009. Ecosystem health assessment using the seagrass *Posidonia oceanica*: A review. *Ecological Indicators* 9, 595-604.
- MONTEFALCONE, M., ALBERTELLI, G., BIANCHI, C.N., MARIANI, M., MORRI, C., 2006a. A new synthetic index and a protocol for monitoring the status of *Posidonia oceanica* meadows: a case study at Sanremo (Ligurian Sea, NW Mediterranean). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 16 (1), 29–42.
- MONTEFALCONE, M., ALBERTELLI, G., MORRI, C., BIANCHI, C.N., 2007b. Urban seagrass: status of *Posidonia oceanica* facing the Genoa city waterfront (Italy) and implications for management. *Marine Pollution Bulletin* 54, 206–213.
- MONTEFALCONE, M., CHIANTORE, M., LANZONE, A., MORRI, C., BIANCHI, C.N., ALBERTELLI, G., 2008. BACI design reveals the decline of the seagrass *Posidonia oceanica* induced by anchoring. *Marine Pollution Bulletin* 56, 1637–1645.
- MONTEFALCONE, M., LASAGNA, R., BIANCHI, C.N., MORRI, C., 2006b. Anchoring damage on *Posidonia oceanica* meadow cover: a case study in Prelo Cove (Ligurian Sea, NW Mediterranean). *Chemistry and Ecology* 22 (1), 207–217.
- MONTEFALCONE, M., MORRI, C., PEIRANO, A., ALBERTELLI, G., BIANCHI, C.N., 2007a. Substitution and phase-shift in *Posidonia oceanica* meadows of NW Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 75, 63–71.
- MONTEFALCONE M., PARRAVICINI V., VACCHI M., ALBERTELLI G., FERRARI M., MORRI C., BIANCHI C.N. 2010. Human influence on seagrass habitat fragmentation in NW Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 86, 292-298.
- MONTEFALCONE, M., MORRI, C., BIANCHI, C. N., BAVESTRELLO, G., & PIAZZI, L., 2017. The two facets of species sensitivity: Stress and disturbance on coralligenous assemblages in space and time. *Marine Pollution Bulletin*, 117, 229–238.
- MORRI, C., 1991. Présentation d'un indice synthétique pour l'évaluation de l'épiphytisme foliaire chez *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *Posidonia Newsletter* 4 (1), 33–37.
- ORFANIDIS, S., PANAYOTIDIS, P., STAMATIS, N., 2003. An insight to the ecological evaluation index (EEI). *Ecological Indicators*, 3: 27–33.
- 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. *Ecol. Ind.*, 66: 86-102.
- PARRAVICINI, V., GUIDETTI, P., MORRI, C., MONTEFALCONE, M., DONATO, M., BIANCHI, C.N., 2010. Consequences of sea water temperature anomalies on a Mediterranean submarine cave ecosystem. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 86, 276–282.

- PARRAVICINI, V., MORRI, C., CIRIBILLI, G., MONTEFALCONE, M., ALBERTELLI, G., BIANCHI, C.N., 2009. Size matters more than method: visual quadrats vs photography in measuring human impact on Mediterranean rocky reef communities. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 81, 359–367.
- PEIRANO, A., 2002. Lepidochronology and internodal length methods for studying *Posidonia oceanica* growth: are they compatible? *Aquatic Botany* 74, 175–180.
- PERGENT, G., 1990. Lepidochronological analysis in the seagrass *Posidonia oceanica*: a standardized approach. *Aquatic Botany* 37, 39–54.
- PERGENT, G., PERGENT-MARTINI, C., BOUDOURESQUE, C.F., 1995. Utilisation de l'herbier à *Posidonia oceanica* comme indicateur biologique de la qualité du milieu littoral en Méditerranée: état des connaissances. *Mésogée* 54, 3–27.
- PERGENT-MARTINI, C., LEONI, V., PASQUALINI, V., ARDIZZONE, G.D., BALESTRI, E., BEDINI, R., BELLUSCIO, A., BELSHER, T., BORG, J., BOUDOURESQUE, C.F., BOUMAZA, S., BOUQUEGNEAU, J.M., BUIA, M.C., CALVO, S., CEBRIAN, J., CHARBONNEL, E., CINELLI, F., COSSU, A., DI MAIDA, G., DURAL, B., FRANCOUR, P., GOBERT, S., LEPOINT, G., MEINESZ, A., MOLENAAR, H., MANSOUR, H.M., PANAYOTIDIS, P., PEIRANO, A., PERGENT, G., PIAZZI, L., PIRROTTA, M., RELINI, G., ROMERO, J., SANCHEZ-LIZASO, J.L., SEMROUD, R., SHEMBRI, P., SHILI, A., TOMASELLO, A., VELIMIROV, B., 2005. Descriptors of *Posidonia oceanica* meadows: use and application. *Ecological Indicators* 5, 213–230.
- PERSONNIC, S., BOUDOURESQUE, C.-F., ASTRUCH, P., BALLESTEROS, E., BELLAN-SANTINI, D., BONHOMME, P., BOTHA, D., FEUNTEUNE, E., HARMELIN-VIVIEN, M., PERGENT, G., PERGENT-MARTINI, C., PASTOR, J., POGGIALE, J.-C., RENAUD, F., THIBAUT, T., RUITTON, S., 2014. An ecosystem-based approach to evaluate the status of a Mediterranean ecosystem, the *Posidonia oceanica* seagrass meadow. *PLOS ONE* 9 (6), e98994.
- PESSANI D., MURA M., 2007. The Biology of the Mediterranean Scyllarids. In: Lavalli K.L., Spanier E. (eds). *The Biology and Fisheries of the Slipper Lobster*. CRC Press, Taylor and Francis Group, Florida. pp. 263-286.
- 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., BIANCHI, C. N., CECCHI, E., GATTI, G., GUALA, I., MORRI, C., MONTEFALCONE, M., 2017. 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., & 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., GENNARO, P., CECCHERELLI, G., 2015. Suitability of the Alien Biotic Index (ALEX) for assessing invasion of macroalgae across different Mediterranean habitats. *Marine Pollution Bulletin* 97, 234-240.
- PIAZZI, L., GENNARO, P., CECCHI, E., SERENA, F., BIANCHI, C.N., MORRI, C., MONTEFALCONE, M., 2017. Integration of ESCA index through the use of sessile invertebrates. *Scientia Marina*, 81, 1- 8.
- PIAZZI L., GENNARO P., MONTEFALCONE M., BIANCHI C.N., CECCHI E., MORRI C., SERENA F., 2018. STAR: An integrated and standardized procedure to evaluate the ecological status of coralligenous reefs. *Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst.* 2018;1–13.
- PINEDO S., GARCIA M., SATTI M. P., TORRES DE M., BALLESTEROS E., 2007. Rocky-shore communities as indicators of water quality: a case study in the Northwestern Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*, 55: 126-135.
- PINTO, R., PATRÍCIO, J., BAETA, A., FATH, B.D., NETO, J.M., MARQUES, J.C., 2009. Review and evaluation of estuarine biotic indices to assess benthic condition. *Ecological Indicators* 9, 1–25.
- PLATHONG S., INGLIS G.J., HUBER M.E., 2000. Effects of self guided snorkeling trails in a tropical marine park. *Conservation Biology*. 14, 1821-1830.
- PNAT, 2019a. PARCO NAZIONALE DELL'ARCIPELAGO TOSCANO. Piano di gestione della ZSC-ZPS IT51A0024: Isola di Giannutri area terrestre e marina. Relazione tecnica. *In stampa*.
- PNAT, 2019b. PARCO NAZIONALE DELL'ARCIPELAGO TOSCANO. Piano di gestione della ZSC IT5160006 e della ZPS IT5160007: Isola di Capraia area terrestre e marina. Relazione tecnica. *In stampa*.

- PNAT, 2020a. PARCO NAZIONALE DELL'ARCIPELAGO TOSCANO. Monitoraggio integrato del sistema marino delle isole Capraia e Giannutri in relazione alle popolazioni di berte e del carico turistico. "Check-list delle specie marine particolarmente sensibili alla fruizione turistica". Relazione tecnica. *In stampa*.
- PNAT, 2020b. PARCO NAZIONALE DELL'ARCIPELAGO TOSCANO. Monitoraggio integrato del sistema marino delle isole Capraia e Giannutri in relazione alle popolazioni di berte e del carico turistico. "Quadro conoscitivo dello stato degli habitat 1120* e 1170 e delle minacce". Relazione tecnica. *In stampa*.
- 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, & A. Ouerghi (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). Tunis, Tunisia: UNEP/MAP–RAC/SPA.
- PULFRICH A., PARKINS C.A., BRANCH G.M., 2003. The effects of shore-based diamond-diving on intertidal and subtidal biological communities and rock lobsters in southern Namibia. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 13, 233-255.
- RASTORGUEFF P.A., BELLAN-SANTINI D, BIANCHI C.N., BUSSOTTI S., CHEVALDONNÉ P., GUIDETTI P., HARMELIN J.G., MONTEFALCONE M., MORRI C., PEREZ T., RUITTON S., JEAN VACELET J., PERSONNIC S., 2015. An ecosystem-based approach to evaluate the ecological quality of Mediterranean undersea caves. *Ecological Indicators* 54 (2015) 137–152
- REGIONE LIGURIA, 2003. Criteri per la valutazione degli impatti diretti e indiretti sugli Habitat naturali marini—art. 16 l.r. 38/98. Bollettino Ufficiale della Regione Liguria, Anno XXXIV, N8 31, parte II, 2161–2169.
- ROGERS C., GARRISON G., GROBER R., HILLIS Z.M., FRANKE M.A., 1994. *Coral reef monitoring manual for the Caribbean and Western Atlantic*. Virgin Islands National Park Service, St. John.
- ROMERO, J., 1985. Estudio ecologico de las fanerogamas marinas de la costa catalana: produccion primaria de *Posidonia oceanica* (L.) Delile en las islas Medes. Tesis de Doctorate de la Facultad de Biologia. Universitat de Barcelona, Spain, 121 pp.
- ROMERO, J., 1986. Note sur une méthode d'évaluation de la densité des faisceaux dans les herbiers de Posidonies. Rapports de la Commission International pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée 30 (2), 1–266.
- ROMERO, J., MARTI'NEZ-CREGO, B., ALCOVERRO, T., PE' REZ, M., 2007. A multivariate index based on the seagrass *Posidonia oceanica* (POMI) to assess ecological status of coastal waters under the Water Framework Directive (WFD). *Marine Pollution Bulletin* 55, 196–204.
- ROUPHAEL A. B., INGLIS G. J., 1997. Impacts of recreational scuba diving at sites with different reef topographies. *Biological Conservation*, 82, 329-336.
- ROUPHAEL A. B., INGLIS G. J., 2001. Take only photographs and leave only footprints? An experimental study of the impacts of underwater photographers on coral reef dive sites. *Biological Conservation*. 100, 281- 287.
- ROUPHAEL T., INGLIS G. J., 1995. The effects of qualified recreational scuba divers on coral reefs. Townsville, Australia. CRC Reef Research Centre Ltd. Technical Report 4. Pp. 39
- RUITTON S., PERSONNIC S., BALLESTEROS E., BELLAN-SANTINI D., BOUDOURESQUE C.F., CHEVALDONNÉ P., BIANCHI C.N., DAVID R., FÉRAL 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., 2015. An ecosystem-based approach to assess the status of the Mediterranean coralligenous habitat. In: Bouafif C., Langar H., Ouerghi A. (eds), *Proceedings of the 2nd Mediterranean Symposium on the conservation of Coralligenous and other Calcareous Bio-Concretions*. Portorož, Slovenia, 29-30 October 2014. RAC/SPA publ., Tunis: 153-158.
- RUSSO G.F., CICOGNA F., 1990. Il dattero di mare, *Lithophaga lithophaga* (Mollusca, Bivalvia, Mytilidae), e gli effetti distruttivi della sua pesca sull'ambiente marino costiero: problemi e prospettive. Atti del 53° Congresso U.Z.I., Unione Zoologica Italiana, Vol. 2 (Simposi e Tavole Rotonde) pp. 28-29.
- RUSSO G.F., CICOGNA F., 1991. The date mussel (*Lithophaga lithophaga*), a "case" in the Gulf of Naples. In: Boudouresque C.F., Avon M., Gravez V. (eds.). *Les Espèces Marines à Protéger en Méditerranée*. GIS Posidonie publ., Fr. pp. 141-150.
- RUSSO G.F., CICOGNA F., 1998. La desertificazione degli ambienti marini ad opera dei pescatori di datteri di mare (*Lithophaga lithophaga*). *Uomo e Natura*, 8: 41-43.

- SARTORETTO S., DAVID R., AURELLE D., CHENUIL A., GUILLEMAIN D., THIERRY DE VILLE D'AVRAY L., FÉRAL J.P., ÇINAR M.E., KIPSON S., ARVANITIDIS C., SCHOHN T., DANIEL B., SAKHER S., GARRABOU J., GATTI G., BALLESTEROS E., 2015. 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 2nd Mediterranean Symposium on the conservation of Coralligenous and other Calcareous Bio-Concretions*. Portorož, Slovenia, 29-30 October 2014. RAC/SPA publ., Tunis: 159-164.
- SPANIER E., LAVALLI K.L., 2007. Slipper Lobster Fisheries - Present Status and Future Perspectives. In: Lavalli K.L., Spanier E. (eds). *The Biology and Fisheries of the Slipper Lobster*. CRC Press, Taylor and Francis Group, Florida. pp. 377-392.
- TALGE H., 1992. Impact of recreational divers on scleractinian corals at Looe Key, Florida. *Proceedings of the Seventh International Coral Reef Symposium, 2*. Guam, University of Guam Press, 1077 – 1082.
- TETT, P., GOWEN, R., MILLS, D., FERNANDES, T., GILPIN, L., HUXHAM, M., KENNINGTON, K., READ, P., SERVICE, M., WILKINSON, M., MALCOLM, S., 2007. Defining and detecting undesirable disturbance in the context of marine eutrophication. *Marine Pollution Bulletin* 55, 282–297.
- TRATALOS J.A., AUSTIN T.J., 2001. Impacts of recreational scuba diving on coral communities of the Caribbean island of Grand Cayman. *Biological Conservation*. 102, 67-75.
- 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.
- UYARRA M. C., CÔTÉ I.M., 2007. The quest for cryptic creatures: impacts of species-focused recreational diving on corals. *Biological Conservation*. 137, 77-84.
- VACELET, J., BOURY-ESNAULT, N., 1995. Carnivorous sponges. *Nature* 373, 333–335.
- VACELET, J., BOURY-ESNAULT, N., HARMELIN, J.G., 1994. Hexactinellid Cave, a unique deep-sea habitat in the scuba zone. *Deep-Sea Res.* I 41, 965–973.
- ZAKAI D., CHADWICK-FURMAN N.E., 2002. Impacts of intensive recreational diving on reef corals at Eilat, northern Red Sea. *Biological Conservation*. 105, 179-187.





MONITORAGGIO INTEGRATO DEL SISTEMA MARINO DELLE ISOLE CAPRAIA E GIANNUTRI IN RELAZIONE ALLE POPOLAZIONI DI BERTE E DEL CARICO TURISTICO

Check-list delle specie marine particolarmente sensibili alla fruizione turistica

RTI composta da: NEMO srl e MAREA Studio Associato



Sommario

1. Flora e fauna marina.....	2
1.1. Metodologia di indagine	2
1.2. Specie vegetali marine di interesse comunitario o di interesse conservazionistico	2
Alge.....	2
Fanerogame	4
1.3. Fauna marina di interesse comunitario o di interesse conservazionistico	5
Invertebrati di interesse comunitario:.....	5
Invertebrati di interesse conservazionistico:	9
Vertebrati di interesse comunitario e conservazionistico:.....	14
2. Bibliografia citata	19
ALLEGATO A: CHECK-LIST DELLE SPECIE PARTICOLARMENTE SENSIBILI ALLA FRUIZIONE TURISTICA.....	21



1. Flora e fauna marina

1.1. Metodologia di indagine

Il quadro conoscitivo delle specie particolarmente sensibili alla fruizione turistica è stato ottenuto mediante la raccolta e rielaborazione di ricerche e studi pubblicati disponibili in bibliografia e/o forniti dalla stazione appaltante. Inoltre, recenti indagini in campo effettuate dagli scriventi ed inerenti la redazione dei Piani di Gestione delle ZSC/ZPS, hanno permesso di raccogliere ulteriori ed aggiornate informazioni sulla presenza e distribuzione delle specie marine, sia presso l'isola di Giannutri (maggio 2018) che presso l'isola di Capraia (luglio 2018).

1.2. Specie vegetali marine di interesse comunitario o di interesse conservazionistico

A Giannutri e Capraia non sono presenti specie di flora di interesse comunitario. Sono molte comunque le specie di interesse conservazionistico: quasi tutte le specie elencate in Allegato A, Tabella 1 sono protette secondo convenzioni internazionali fa eccezione *Cystoseira compressa* degna comunque di citazione tra le specie sensibili alla frequentazione turistica per le caratteristiche di specie strutturante che l'accomuna alle altre cistoseire elencate.

Di seguito si riportano esigenze ecologiche, stato di conservazione pressioni e minacce per ciascuna delle specie marine inserite nella check-list (Allegato A, Tabelle 1 e 2).

(Fonte sito web ISPRA: <http://www.isprambiente.gov.it/it/banche-dati/atlan-te-delle-specie-marine-protette>).

Alghe

<i>Lithophyllum byssoides</i> (Lamarck) Foslie	
ESIGENZE ECOLOGICHE	
Specie endemica distribuita in tutto il Mediterraneo ad eccezione delle coste catalane e ligureprovenzali, dell'alto Adriatico e del Mar Nero. Si sviluppa nella frangia mesolitorale e nella frangia infralitorale su substrato roccioso.	
STATO DI CONSERVAZIONE IN ITALIA O GLOBALE	STATO DI CONSERVAZIONE, PRESSIONI E MINACCE NELLE ISOLE
In regressione	La specie ha una buona distribuzione nel sito. L'unica pressione è legata alla diffusione di specie algali invasive i cui effetti però non sono facilmente valutabili. Le minacce sono legate alla sensibilità della specie alla maggior parte delle forme di inquinamento delle acque.

<i>Cystoseira amentacea</i> Bory var. <i>stricta</i> Montagne	
ESIGENZE ECOLOGICHE	
È una specie endemica mediterranea. Le tre varietà sono così distribuite <i>C. amentacea</i> v. <i>amentacea</i> in Egeo e Mediterraneo orientale, <i>C. amentacea</i> v. <i>stricta</i> nel mar Tirreno e nel Mediterraneo occidentale in genere, <i>C. amentacea</i> v. <i>spicata</i> prevalentemente nel Mar Adriatico. Presente nella frangia infralitorale con substrato roccioso da 0 a 1m. In condizioni ottimali forma dense ed estese cinture. Qualunque variazione di parametri quali idrodinamismo, illuminazione e salinità determina una rapida regressione del popolamento.	
STATO DI CONSERVAZIONE IN ITALIA O GLOBALE	STATO DI CONSERVAZIONE, PRESSIONI E MINACCE NELLE ISOLE
In regressione	La specie ha una buona distribuzione nel sito. L'unica pressione è legata alla diffusione di specie algali invasive. Le minacce sono legate alla sensibilità della specie alla maggior parte delle forme di inquinamento delle acque.

<i>Cystoseira brachycarpa</i> var <i>balearica</i> (Sauvageau) Giaccone	
ESIGENZE ECOLOGICHE	
<p><i>Cystoseira brachycarpa</i> è una specie endemica mediterranea e segnalata in Italia un po' in tutti i mari tranne che nel Mar Adriatico. Secondo alcuni autori questa specie è costituita da tre varietà: <i>Cystoseira brachycarpa</i> var. <i>balearica</i> (Sauvageau) Giaccone, <i>Cystoseira brachycarpa</i> var. <i>brachycarpa</i> e <i>Cystoseira brachycarpa</i> var. <i>claudiae</i> (Giaccone) Giaccone. La specie si ritrova vicino alla superficie, nella parte superiore del piano infralitorale. Predilige aree illuminate e soggette ad un idrodinamismo non troppo accentuato, dove si sviluppa con popolamenti piuttosto densi e ampi. Vive su fondi rocciosi, dalla superficie sino a circa quindici metri di profondità. Come le altre cistoseire è una specie che risente delle alterazioni ambientali e scompare in aree inquinate.</p>	
STATO DI CONSERVAZIONE IN ITALIA O GLOBALE	STATO DI CONSERVAZIONE, PRESSIONI E MINACCE NELLE ISOLE
In regressione	La specie ha una buona distribuzione nel sito. L'unica pressione è legata alla diffusione di specie algali invasive. Le minacce sono legate alla sensibilità della specie alla maggior parte delle forme di inquinamento delle acque.

<i>Cystoseira compressa</i> (Esper) Gerloff & Nizamuddin	
ESIGENZE ECOLOGICHE	
<p>La specie si insedia da sotto la linea della bassa marea sino agli ambienti illuminati dai raggi solari dove si sviluppano le alghe fotofile. Rispetto a <i>Cystoseira amentacea</i> var. <i>stricta</i>, <i>Cystoseira compressa</i> si sviluppa con talli appena più eretti in aree più riparate dove minore è l'idrodinamismo del mare. Queste alghe sono molto sensibili all'inquinamento e pertanto scompaiono facilmente laddove vi sono alterazioni dell'ambiente marino. Tuttavia, questa specie è la più resistente ed adattabile del suo genere.</p>	
STATO DI CONSERVAZIONE IN ITALIA O GLOBALE	STATO DI CONSERVAZIONE, PRESSIONI E MINACCE NELLE ISOLE
In regressione	La specie ha una buona distribuzione nel sito. L'unica pressione è legata alla diffusione di specie algali invasive. Le minacce sono legate alla sensibilità della specie alla maggior parte delle forme di inquinamento delle acque.

<i>Cystoseira crinita</i> (Duby, 1830)	
ESIGENZE ECOLOGICHE	
<p><i>Cystoseira crinita</i> è una specie endemica del Mar Mediterraneo, segnalata in tutti i mari d'Italia e in generale in tutto il Mar Mediterraneo. È però segnalata anche nell'Oceano Atlantico alle Isole Canarie. Si tratta di una specie perennante, con massimo sviluppo in primavera. Si incontra su substrati rocciosi e ben illuminati, generalmente soggetti a poco o a ridotto moto ondoso, da qualche decimetro di profondità sino a pochi metri sotto il livello del mare. La specie regredisce rapidamente alla comparsa di alterazioni delle condizioni ambientali.</p>	
STATO DI CONSERVAZIONE IN ITALIA O GLOBALE	STATO DI CONSERVAZIONE, PRESSIONI E MINACCE NELLE ISOLE
In regressione	La specie ha una buona distribuzione nel sito. L'unica pressione è legata alla diffusione di specie algali invasive. Le minacce sono legate alla sensibilità della specie alla maggior parte delle forme di inquinamento delle acque.

<i>Cystoseira spinosa</i> Sauvageau	
ESIGENZE ECOLOGICHE	
<p>È una specie endemica mediterranea. È presente in tutti i settori biogeografici nel piano infralitorale di cui indica, su roccia, il limite inferiore. La specie regredisce rapidamente alla comparsa di alterazioni delle condizioni ambientali.</p>	
STATO DI CONSERVAZIONE IN ITALIA O GLOBALE	STATO DI CONSERVAZIONE, PRESSIONI E MINACCE NELLE ISOLE
In regressione	La specie ha una buona distribuzione nel sito. L'unica pressione è legata alla diffusione di specie algali invasive. Le minacce sono legate alla sensibilità della specie alla maggior parte delle forme di inquinamento delle acque.

<i>Sargassum hornschurchii</i> C.Agardh	
ESIGENZE ECOLOGICHE	
Distribuita in tutto il Mediterraneo; in Italia, la specie è segnalata in tutti i mari. La sua presenza dovrebbe essere piuttosto frammentaria e maggiore al Sud (Sicilia) e nel Mare Adriatico. Presente su fondali duri molto esposte alla luce, da 10 m a 100 m di profondità. Normalmente, però, i fondali colonizzati più profondi si trovano a circa 50 m di profondità. Raggiunge profondità maggiori in presenza di acque particolarmente limpide. si sviluppa in ambienti incontaminati e soffre il disturbo antropico. Mostra difficoltà a ritornare rigoglioso e a colonizzare nuovamente aree nelle quali ha subito danneggiamenti. Come altre alghe e piante è una specie che costruisce habitat. La sua presenza nei fondali garantisce una rilevante biodiversità e un rifugio per le fasi giovanili di molte specie di pesci. Specie particolarmente sensibile a danni meccanici derivanti dalla pesca e da alterazioni chimico fisiche della colonna d'acqua è inserita nell'allegato II del Protocollo SPA/BIO della Convenzione di Barcellona.	
STATO DI CONSERVAZIONE IN ITALIA O GLOBALE	STATO DI CONSERVAZIONE, PRESSIONI E MINACCE NELLE ISOLE
In regressione	La specie ha una buona distribuzione nel sito. Le minacce per questa specie sono legate alle attività di pesca che raggiungono il fondo. L'interramento e l'inquinamento delle acque possono arrecare gravi danni alle popolazioni di questa specie che hanno colonizzato i fondali profondi.

Fanerogame

<i>Posidonia oceanica</i> (L.) Delile	
ESIGENZE ECOLOGICHE	
La specie è endemica del Mediterraneo e del mar Nero. <i>Posidonia oceanica</i> forma estese praterie che sono habitat per molte specie sia animali che vegetali. Colonizza aree costiere e non, su fondi sabbiosi e rocciosi dalla superficie a circa 45 m di profondità.	
STATO DI CONSERVAZIONE IN ITALIA O GLOBALE	STATO DI CONSERVAZIONE, PRESSIONI E MINACCE NELLE ISOLE
In regressione. Il declino complessivo in Mediterraneo è stato stimato in 10% negli ultimi 100 anni. Inoltre la specie mostra una crescita lenta e difficoltà nella ricolonizzazione.	La specie ha una buona distribuzione nel sito, si trova in condizioni stabili e buono stato di conservazione. Le principali pressioni sono la presenza di specie aliene invasive (es. <i>Caulerpa cylindracea</i>) e, soprattutto in alcune aree lungo il perimetro dell'isola, il danno fisico provocato da attrezzi da pesca e ancoraggi.

<i>Cymodocea nodosa</i> (Ucria) Ascherson	
ESIGENZE ECOLOGICHE	
La specie predilige sabbie fini ben calibrate e sabbie fangose superficiali di ambiente calmo anche arricchite da materiale organico; può colonizzare la matte morta di <i>Posidonia oceanica</i> e rocce coperte da sedimenti. Forma prati estesi da 5 a 20 m di profondità, in genere molto meno fitti delle praterie di <i>Posidonia</i> , creando ambienti di notevole interesse biologico. Spesso rinvenibile nei fondali delle lagune, in associazione a <i>Zostera</i> spp., che la sostituisce quando la salinità scende troppo. E' una specie pioniera piuttosto resistente e può inserirsi nella serie evolutiva dei Posidonieti. Si rinviene anche lungo le coste atlantiche dell'Europa e dell'Africa fino al di sotto del Tropico del Cancro. In Mediterraneo e in Mar nero è ampiamente diffusa.	
STATO DI CONSERVAZIONE IN ITALIA O GLOBALE	STATO DI CONSERVAZIONE, PRESSIONI E MINACCE NELLE ISOLE
Stabile La popolazione di <i>C. nodosa</i> è considerata stabile sebbene siano riportati esempi di regressione localizzati legati alla forte antropizzazione delle coste che, determinando spesso un'eccessiva sedimentazione, è una delle maggiori minacce per la specie.	La specie non presenta particolari criticità nel sito. Le minacce sono legate agli ancoraggi, all'attività di pesca a strascico illegale ed alla competizione con specie invasive quali le Caulerpacee.

1.3. Fauna marina di interesse comunitario o di interesse conservazionistico

Invertebrati di interesse comunitario:

(Fonte sito web ISPRA: <http://www.isprambiente.gov.it/it/banche-dati/atlan-te-delle-specie-marine-protette>).

Corallium rubrum (Linnaeus) - Codice Natura 2000: 1001

SPECIE PRESENTE SOLO A GIANNUTRI

Corallium rubrum colonizza zone rocciose e coralligeno dai 5 m (in grotta) ai 500 m di profondità, in zone caratterizzate da scarso idrodinamismo e scarsa sedimentazione. E' indicatrice della facies (a *Corallium rubrum*) della biocenosi delle grotte semioscure.

La specie è inserita nell'allegato V della Direttiva Habitat, nell'allegato III della Convenzione di Berna, nell'allegato III del Protocollo SPA/BIO della Convenzione di Barcellona. Lo sfruttamento a fini commerciali è regolamentato sia da Raccomandazioni a livello del mediterraneo (GFCM) sia da decreti Regionali

Il corallo rosso è caratterizzato da una limitata velocità di crescita delle colonie (circa 1 mm di diametro all'anno). L'eccessivo sfruttamento commerciale negli anni, dovuto all'elevato valore economico della specie, ha determinato un drastico calo della popolazione, una riduzione della taglia media dei popolamenti più superficiali e il depauperamento di numerosi banchi profondi in tutto il Mediterraneo.

Lo stato di conservazione nei popolamenti di grotta presenti a Giannutri è buono. **Le principali minacce per il corallo rosso sono rappresentate dalla pesca eccessiva, dal prelievo illegale e dalla frequentazione subacquea di falesie e grotte sommerse per il possibile contatto fra subacquei e organismi.** Il cambiamento climatico e la modificazione dei flussi di corrente, con conseguenti fenomeni di sedimentazione sono dei rischi per la specie. La crescita lenta inoltre rende la specie meno resistente ai disturbi.

STATO DI CONSERVAZIONE IN EUROPA:

Stato di conservazione IUCN = sfavorevole - inadeguato

Trend = in regressione

Figura 1 - *Corallium rubrum*. (Foto S. Acunto)



Pinna nobilis Linnaeus - Codice Natura 2000: 1028

Endemica del Mediterraneo, *Pinna nobilis* è tipica del Piano Infralitorale, dove è comune tra le praterie di fanerogame, in particolare di *Posidonia oceanica*, ma anche su fondali ghiaiosi, sabbiosi e fangosi, fino a circa 60 m di profondità, spingendosi anche nella parte più superficiale del Piano Circolitorale.

La specie è inclusa nell'allegato IV della Direttiva Habitat e nella lista delle specie marine in pericolo o minacciate dell'annesso II del Protocollo ASPIM.

Pinna nobilis è il più grande mollusco bivalve del Mediterraneo, può raggiungere e superare gli 80 cm di altezza, fino ad un massimo di 100 cm. Possiede un bisso robusto con cui aderisce al substrato. La conchiglia cuneiforme e molto sottile e fragile (soprattutto negli esemplari giovani) e la curvatura dell'apice delle valve presenta una forma ad arco. La superficie delle valve si presenta ornata da lamelle squamose, meno pronunciate negli individui adulti. La colorazione è bruna esternamente e madreperlacea all'interno (a livello dell'impronta muscolare). La presenza della specie è segnalata lungo tutte le coste italiane (Bava, 2009).

Lo stato di conservazione al momento è molto preoccupante a causa soprattutto dell'evento di mortalità massiva provocato dal protozoo parassita *Haplosporidium pinnae* (Catanese *et al.*, 2018) che si è rapidamente diffuso in tutto il Mediterraneo ed ha colpito anche le isole dell'arcipelago toscano. **Altre principali pressioni sono l'ancoraggio delle imbarcazioni che può determinare perdita di individui con conseguente indebolimento della popolazione ed il possibile prelievo illegale per scopi ornamentali o alimentari.**

STATO DI CONSERVAZIONE IN EUROPA

Stato di conservazione IUCN = Sfavorevole - inadeguato

Trend = stabile

Figura 2 – *Pinna nobilis*. (Foto S. Acunto)



***Patella ferruginea* Gmelin, 1791 - Codice Natura 2000: 1012**

SPECIE PRESENTE SOLO A CAPRAIA

La *Patella ferruginea* è un mollusco gasteropode endemico del Mediterraneo occidentale. La conchiglia schiacciata, che vista da sopra ha una forma ovale, si riconosce dalle altre specie di patelle perché presenta 30-50 coste radiali molto pronunciate ed ampie, che formano sul bordo un'evidente dentellatura. Presenta strie di accrescimento molto marcate. La colorazione della parte esterna è giallo-ruggine, mentre quella interna è bianca azzurrognola, con orlo marrone. L'impronta del piede è ben visibile. Vive nel Piano Mesolitorale, su substrati duri, sia di natura calcarea che granitica. Predilige tratti di costa esposti al moto ondoso, con elevate concentrazioni di ossigeno e bassi livelli di inquinamento, ma può trovarsi anche in siti riparati.

Lo stato di conservazione presso l'isola di Capraia è a rischio in quanto esiste una popolazione relitta della specie che conta un numero esiguo di individui che devono essere tutelati dalle **pressioni rappresentate dall'inquinamento delle acque e dalla raccolta illegale per collezionismo o uso alimentare.**

STATO DI CONSERVAZIONE IN EUROPA

P. ferruginea è attualmente considerata l'invertebrato marino più a rischio di estinzione di tutto il bacino mediterraneo e, per questo motivo, è una specie protetta a livello internazionale (Direttiva 92/43 CEE "Habitat", listata nell'allegato IV; Convenzione di Berna -allegato 2; Convenzione di Barcellona - Allegato 2).

Figura 3 – *Patella ferruginea*. (Foto S. Acunto)



***Lithophaga lithophaga* (Linnaeus, 1758) - Codice Natura 2000: 1027**

Lithophaga lithophaga è diffusa e molto comune lungo le coste dell'infralitorale, vivendo all'interno delle rocce calcaree che perfora producendo un secreto acido. La specie vive tra 0 e i 15 m di profondità, dove può raggiungere densità di popolazione elevate (fino a 300 ind/m²), ed occasionalmente fino a 100 m di profondità. Questa specie è molto longeva, vivendo anche più di 80 anni ed ha una crescita lentissima, impiegando circa 15-20 anni per raggiungere i 5 cm di lunghezza. È la natura del substrato (più o meno compatto) che influenza le dinamiche di accrescimento della specie. Il periodo riproduttivo è tra luglio e agosto.

Il dattero di mare (*Lithophaga lithophaga*) è inclusa nell'allegato IV della Direttiva Habitat e tra le specie protette nel protocollo SPA/BIO (convenzione di Barcellona).

Lo stato di conservazione è sconosciuto sebbene preliminari indagini fanno presumere una certa consistenza della popolazione presente a Giannutri.

La principale minaccia è rappresentata dalla raccolta illegale, in particolare attraverso la pesca subacquea con autorespiratore ad aria e con martelli pneumatici, che determina la distruzione del substrato e danneggia anche l'habitat in cui vive.

STATO DI CONSERVAZIONE IN EUROPA

Stato di conservazione IUCN = Sfavorevole - cattivo

Trend = In miglioramento

Figura 4 - Roccia perforata da individui di *Lithophaga lithophaga* (Foto S. Acunto). A destra dettaglio della conchiglia parzialmente visibile (Foto R. Pillon).



***Scyllarides latus* (Latreille, 1803) - Codice Natura 2000: 1090**

Vive fra 0 e 100 m di profondità; su substrato roccioso e sabbioso e nelle praterie di posidonia. Durante il giorno si rifugia in grotte o anfratti nelle rocce per poi uscire di notte per cibarsi di bivalvi e gasteropodi.

La specie è inserita nell'allegato V della Direttiva Habitat, nell'allegato III della Convenzione di Berna e nell'allegato III del Protocollo SPA/BIO della Convenzione di Barcellona.

La popolazione di magnaosa è divenuta assai rara in tutto il bacino mediterraneo nord-occidentale a causa della pesca con reti a tramaglio e **pesca subacquea**.

Figura 5 - *Scyllarides latus*. (Foto M. Solca).



***Centrostephanus longispinus* (Philippi, 1845) - Codice Natura 2000: 1008**

Vive su fondali sabbiosi, fangosi e detritici, nelle praterie di *Posidonia oceanica* ma anche su fondi duri da 40 a 200 metri. E' una specie termofila.

La specie è inserita nell'allegato IV della Direttiva Habitat, nell'allegato II della Convenzione di Berna e nell'allegato II del Protocollo SPA/BIO della Convenzione di Barcellona.

Lo stato di conservazione è sconosciuto.

La principale minaccia è rappresentata dalla raccolta per collezionismo.

STATO DI CONSERVAZIONE IN EUROPA

Stato di conservazione IUCN = Favorevole

Trend = Stabile

Figura 6 - *Centrostephanus longispinus*. (Foto R. Pronzato)



Invertebrati di interesse conservazionistico:

(Fonte sito web ISPRA: <http://www.isprambiente.gov.it/it/banche-dati/atlane-delle-specie-marine-protette>).

<i>Aplysina aerophoba</i> (Nardo, 1833)	
ESIGENZE ECOLOGICHE	
La specie si trova nel golfo del Messico e nell'Atlantico orientale dal golfo di Guinea a Gibilterra incluse le Isole Azzorre e Madeira; in Mediterraneo è presente soprattutto nell'Egeo. Colonizza fondi rocciosi, grotte, fondi detritici e fangosi in un range batimetrico da 10 a 100 m. Si trova anche tra le praterie di fanerogame. La specie ha esigenze ecologiche ben definite per cui il deterioramento del suo habitat potrebbe danneggiarla.	
STATO DI CONSERVAZIONE IN EUROPA	STATO DI CONSERVAZIONE, PRESSIONI E MINACCE NELLE ISOLE
Stato di conservazione IUCN = sconosciuto Trend = sconosciuto	Lo stato di conservazione è buono; possibile minaccia è rappresentata dalla frequentazione subacquea di falesie e grotte sommerse per il possibile contatto fra subacquei e organismi.

<i>Aplysina cavernicola</i> (Vacelet, 1959)	
ESIGENZE ECOLOGICHE	
La specie si trova sporadicamente nell'oceano Atlantico occidentale e in Mediterraneo occidentale, nonché nel mar Adriatico e nel mar Egeo. Colonizza fondi rocciosi a partire da 25-30 m in condizione di scarsa luminosità.	
STATO DI CONSERVAZIONE IN EUROPA	STATO DI CONSERVAZIONE, PRESSIONI E MINACCE NELLE ISOLE
Stato di conservazione IUCN = sconosciuto Trend = sconosciuto	Lo stato di conservazione è sconosciuto presumibilmente buono; possibile minaccia è rappresentata dalla frequentazione subacquea di falesie e grotte sommerse per il possibile contatto fra subacquei e organismi.

<i>Axinella cannabina</i> (Esper, 1794)	
ESIGENZE ECOLOGICHE	
Specie termofila endemica del Mediterraneo e coste orientali dell'Atlantico, il cui areale di distribuzione sembra essere in espansione. Colonizza fondi rocciosi da 10 a 50 m; è tipica del precoralligeno e del coralligeno.	
STATO DI CONSERVAZIONE IN EUROPA	STATO DI CONSERVAZIONE, PRESSIONI E MINACCE NELLE ISOLE
Stato di conservazione IUCN = sconosciuto Trend = sconosciuto	Lo stato di conservazione è sconosciuto presumibilmente buono; possibile minaccia è rappresentata dalla frequentazione subacquea di falesie e grotte sommerse per il possibile contatto fra subacquei e organismi.

<i>Axinella polypoides</i> Schmidt, 1862	
ESIGENZE ECOLOGICHE	
La specie è distribuita nell'oceano Atlantico orientale dalle isole britanniche a Madeira; in Mediterraneo si trova lungo le coste spagnole, francesi, italiane e algerine. Si trova da pochi metri di profondità sino ad oltre 300 m; molto comune su substrati rocciosi e detritici in habitat oscuri alla base di falesie.	
STATO DI CONSERVAZIONE IN EUROPA	STATO DI CONSERVAZIONE, PRESSIONI E MINACCE NELLE ISOLE
Stato di conservazione IUCN = sconosciuto Trend = sconosciuto	Lo stato di conservazione è sconosciuto presumibilmente buono; possibile minaccia è rappresentata dalla frequentazione subacquea di falesie e grotte sommerse per il possibile contatto fra subacquei e organismi.

<i>Spongia officinalis</i> Linnaeus, 1759	
ESIGENZE ECOLOGICHE	
È diffusa nel mar Mediterraneo, segnalata occasionalmente anche nell'Atlantico orientale. Si trova su fondi rocciosi tra 5 e 35 m. Si tratta di un organismo sciafilo che, a basse profondità, predilige zone ombrose e si rinviene anche in grotte. A maggiori profondità si trova anche su roccia, blocchi o piccoli massi, direttamente esposto alle radiazioni luminose che giungono ridotte sui fondali profondi.	
STATO DI CONSERVAZIONE IN EUROPA	STATO DI CONSERVAZIONE, PRESSIONI E MINACCE NELLE ISOLE
Stato di conservazione IUCN = sconosciuto Trend = sconosciuto	Lo stato di conservazione è sconosciuto. Questa specie è stata colpita, nell'estate del 1986, da un grande evento di moria che ha interessato circa il 90 % della popolazione vivente lungo le coste italiane, pertanto tali eventi di mortalità di massa rappresentano una possibile minaccia. Altra minaccia è rappresentata dalla sua raccolta che peraltro non è legale.

<i>Paramuricea clavata</i> (Risso, 1826)	
SPECIE PRESENTE SOLO A GIANNUTRI	
ESIGENZE ECOLOGICHE	
<i>Paramuricea clavata</i> è distribuita in Mar Ligure, Tirreno, Canale di Sicilia, Stretto di Messina e Medio Adriatico. La specie si insedia su fondali rocciosi orizzontali o, più comunemente, su pareti verticali a bassa sedimentazione. La crescita in altezza è di circa 4-5 cm l'anno nei primi anni di età, poi la velocità si riduce fino ad annullarsi al raggiungimento della massima taglia sostenibile che raramente supera 1 m. Il tempo di generazione è <10 anni; il ciclo vitale medio è di 60 anni. Specie soggetta a morie di massa ('99-2006) dovute allo stress termico a bassa profondità. Si registra un declino maggiore del 30% negli ultimi 20-30 anni a causa dei cambiamenti climatici per le popolazioni superficiali, mentre le foreste profonde sono ancora molto dense.	
STATO DI CONSERVAZIONE IN EUROPA	STATO DI CONSERVAZIONE, PRESSIONI E MINACCE NELLE ISOLE
Stato di conservazione IUCN = Nonostante sia stato stimato un declino del 30% sulle popolazioni superficiali e si registri un forte impatto della pesca, la specie rimane comunque ampiamente distribuita in tutti i mari italiani e pertanto è valutata a Minor Preoccupazione (LC). Trend = stabile	Lo stato di conservazione è buono. La specie è principalmente minacciata dalla pesca sia nelle zone superficiali che in quelle profonde e dai cambiamenti climatici, soprattutto su individui insediati al di sopra del termoclino medio stagionale. Possibile impatto stagionale delle mucillagini. Un'altra minaccia è rappresentata dalla frequentazione subacquea delle falesie sommerse per il possibile contatto fra subacquei e organismi.

<i>Eunicella cavolinii</i> (von Koch, 1887)	
SPECIE PRESENTE SOLO A GIANNUTRI	
ESIGENZE ECOLOGICHE	
<i>Eunicella cavolinii</i> è ampiamente distribuita in Mar Ligure, Tirreno, Stretto di Messina, Canale di Sicilia e Mar Ionio. La specie si insedia su fondali rocciosi superficiali e del circolatorale profondo. La crescita è molto rapida (1cm l'anno), il tempo di generazione è <10 anni e il ciclo vitale medio è di 30 anni. Si registra un declino maggiore del 30% negli ultimi 20-30 anni a causa dei cambiamenti climatici per le popolazioni superficiali, mentre le foreste profonde sono ancora molto dense. Alcuni ritengono che le popolazioni profonde possano essere di una specie diversa.	
STATO DI CONSERVAZIONE IN EUROPA	STATO DI CONSERVAZIONE, PRESSIONI E MINACCE NELLE ISOLE
Stato di conservazione IUCN = Nonostante sia stato stimato un declino del 30% sulle popolazioni superficiali e si registri un forte impatto della pesca, la specie rimane comunque ampiamente distribuita in tutti i mari italiani e pertanto è valutata a Minor Preoccupazione (LC). Trend = stabile	Lo stato di conservazione è buono. La specie è principalmente minacciata dai cambiamenti climatici, soprattutto per le popolazioni superficiali. La pesca invece impatta le popolazioni in tutto il loro range di distribuzione. Possibile impatto stagionale delle mucillagini sulle colonie superficiali. Un'altra minaccia è rappresentata dalla frequentazione subacquea delle falesie sommerse per il possibile contatto fra subacquei e organismi.

<i>Eunicella singularis</i> (Esper, 1791)	
SPECIE PRESENTE SOLO A GIANNUTRI	
ESIGENZE ECOLOGICHE	
La specie è limitata alla fascia fotica nel range di profondità tra 2 e 80 m. Si insedia su fondali detritici e rocciosi. Specie zooxanthellata con una tipica forma a candelabro. Popolazioni con una sex ratio spostata verso le femmine e spawning in concomitanza di un innalzamento della temperatura in primavera e del bloom fitoplanctonico. La specie è vivipara e vengono rilasciate larve direttamente dalla bocca dei polipi femminili. Specie a crescita rapida con un tempo di generazione <10 anni ed un ciclo vitale medio di 30 anni.	
STATO DI CONSERVAZIONE IN EUROPA	STATO DI CONSERVAZIONE, PRESSIONI E MINACCE NELLE ISOLE
Stato di conservazione IUCN = (VU) La specie è stata frequentemente coinvolta in episodi di morie di massa dovute al riscaldamento delle acque superficiali. È stato infatti registrato un declino maggiore del 40% negli ultimi 20-30 anni della popolazione. Per questo motivo la specie è valutata a Vulnerabile. Trend = In regressione	Lo stato di conservazione è buono. La specie è principalmente minacciata dai cambiamenti climatici e dalla presenza della specie aliena <i>Caulerpa Cylindracea</i> che altera le caratteristiche del fondale compromettendo il reclutamento larvale. Non si possono comunque escludere danni meccanici dovuti all'azione di lenze e reti da posta sui popolamenti. Un'altra minaccia è rappresentata dalla frequentazione subacquea delle falesie sommerse per il possibile contatto fra subacquei e organismi.

<i>Cladocora caespitosa</i> (Linnaeus, 1767)	
ESIGENZE ECOLOGICHE	
<i>Cladocora caespitosa</i> è il più importante corallo biocostruttore endemico del Mediterraneo, dove è diffuso in tutti i sottobacini, incluso il mare Adriatico. Appartiene alla famiglia dei <i>Favidae</i> , che include numerose specie tropicali. Specie coloniale, vive anche in simbiosi con alghe a basse profondità tra i 6 e 20 metri su fondali rocciosi; si può trovare anche a profondità più elevate fino a 100 metri. Pochi dati sulla riproduzione, con note sulla fertilità relativamente ad un ciclo estivo. Segnalate morie dovute al riscaldamento dell'acqua. Sensibile all'aumento del carico trofico delle acque.	
STATO DI CONSERVAZIONE IN EUROPA	STATO DI CONSERVAZIONE, PRESSIONI E MINACCE NELLE ISOLE
Stato di conservazione IUCN = Valutata a Minor Preoccupazione (LC) per la sua ampia distribuzione e, sebbene sia stato registrato un lieve declino nel Mar Adriatico, è poco probabile che questo sia abbastanza rapido per far rientrare la specie in una categoria di minaccia. Trend = stabile	Lo stato di conservazione è buono. Le minacce principali sono gli ancoraggi ed i cambiamenti climatici. Un'altra possibile minaccia è rappresentata dalla frequentazione subacquea per il possibile contatto fra subacquei e organismi.

<i>Luria lurida</i> (Linnaeus, 1758)	
ESIGENZE ECOLOGICHE	
<i>Luria lurida</i> vive lungo le coste Atlantiche africane e spagnole e Mar Mediterraneo; Vive a basse profondità, generalmente entro i 60 metri, sotto le pietre o nelle grotte semioscure e fra i rizomi di <i>Posidonia oceanica</i> . Sono in generale piuttosto scarse le informazioni sulla biologia ed ecologia di questa specie.	
STATO DI CONSERVAZIONE IN EUROPA	STATO DI CONSERVAZIONE, PRESSIONI E MINACCE NELLE ISOLE
Stato di conservazione IUCN = sconosciuto Trend = sconosciuto	Lo stato di conservazione è sconosciuto ma presumibilmente buono. Nonostante sia relativamente comune lungo le coste italiane e mediterranee, la specie potrebbe subire drastiche riduzioni delle abbondanze a causa del prelievo a scopo collezionistico ed ornamentale.

<i>Pinna rudis</i> Linnaeus, 1758	
ESIGENZE ECOLOGICHE	
La specie è distribuita in Atlantico dal Golfo di Guascogna al Senegal, in Mediterraneo e Mar Nero. Vive sui fondi mobili grossolani dei piani infralitorale e circolitorale. Essendo legata alle praterie profonde di <i>P. oceanica</i> , gli impatti antropici si ripercuotono sulle densità ed abbondanze di questo bivalve. La specie è inserita nell'allegato II della Convenzione di Berna e nell'allegato II del Protocollo SPA/BIO della Convenzione di Barcellona.	
STATO DI CONSERVAZIONE IN EUROPA	STATO DI CONSERVAZIONE, PRESSIONI E MINACCE NELLE ISOLE
Stato di conservazione IUCN = Sconosciuto Trend = Sconosciuto	Le cause della diminuzione di questo grande mollusco sono da attribuire alla distruzione ed alterazione dell'habitat ed alla raccolta per scopi collezionistici ed ornamentali.

<i>Palinurus elephas</i> (Fabricius, 1787)	
ESIGENZE ECOLOGICHE	
<i>Palinurus elephas</i> è presente in Atlantico orientale, dalla Norvegia sud occidentale al Marocco ed in tutto il bacino del Mediterraneo, eccetto alcuni settori del bacino orientale e meridionale. Vive fra 5 e 160 m di profondità, ma soprattutto tra 10 e 70 metri; su fondi rocciosi o ghiaiosi con alghe, coralligeno, raramente sabbia. La popolazione di aragosta è in diminuzione soprattutto a causa del sovrasfruttamento; attualmente la sua pesca è stata vietata da ottobre a marzo e sono state create molte riserve per favorirne il ripopolamento.	
STATO DI CONSERVAZIONE IN EUROPA	STATO DI CONSERVAZIONE, PRESSIONI E MINACCE NELLE ISOLE
Stato di conservazione IUCN = Sconosciuto Trend = Sconosciuto	Lo stato di conservazione è sconosciuto. La principale pressione è rappresentata dalla pesca eccessiva e dal prelievo illegale da parte di subacquei

<i>Homarus gammarus</i> (Linnaeus, 1758)	
ESIGENZE ECOLOGICHE	
<i>Homarus gammarus</i> è presente in Atlantico orientale dalla Scandinavia al Marocco ed in Mediterraneo centro occidentale. Vive nella scarpata continentale fra 0 e 150 m di profondità; solitamente a profondità non maggiori di 50 m. E' un organismo notturno e territoriale che vive su substrati duri come rocce o fanghi duri e solitamente in fessure, anfratti o buche. La popolazione di astice è in declino a causa dell'intenso sfruttamento da parte della pesca commerciale. Inoltre l'inquinamento provoca diverse malattie, tra cui la decomposizione della corazza, in esemplari di astici di per sé sani.	
STATO DI CONSERVAZIONE IN EUROPA	STATO DI CONSERVAZIONE, PRESSIONI E MINACCE NELLE ISOLE
Stato di conservazione IUCN = Sconosciuto Trend = Sconosciuto	Lo stato di conservazione è sconosciuto. La principale pressione è rappresentata dalla pesca eccessiva e dal prelievo illegale da parte di subacquei.

Scyllarus arctus (Linnaeus, 1758)	
ESIGENZE ECOLOGICHE	
<p><i>Scyllarus arctus</i> è presente in Atlantico orientale dalle coste meridionali della Gran Bretagna alle Azzorre, Madeira e Isole Canarie ed in tutto il bacino del Mediterraneo. Vive su fondi rocciosi o fangosi e nelle praterie di <i>Posidonia oceanica</i>, generalmente entro i 50 metri di profondità. Specie un tempo molto frequente sulle coste del Mediterraneo nord occidentale, sta ora lentamente sparendo a causa della pesca sportiva e artigianale.</p>	
STATO DI CONSERVAZIONE IN EUROPA	STATO DI CONSERVAZIONE, PRESSIONI E MINACCE NELLE ISOLE
Stato di conservazione IUCN = Sconosciuto Trend = Sconosciuto	Lo stato di conservazione è sconosciuto. La principale pressione è rappresentata dalla pesca eccessiva e dal prelievo illegale da parte di subacquei.

Maja squinado (Herbst, 1788)	
ESIGENZE ECOLOGICHE	
<p><i>Maja squinado</i> è presente in Atlantico orientale, dalla Guinea al Mare del Nord ed in tutto il bacino del Mediterraneo. Vive su fondi rocciosi o sabbiosi e coperti di alghe, fra 0 e 150 m di profondità, e in Mar Ligure anche oltre i 200 metri. La specie attualmente è sempre più rara. Nel Tirreno viene catturata in genere con reti a strascico a profondità comprese tra 50 e 200 metri. La granceola non rappresenta in alcun caso una specie target oggetto di una pesca mirata, tuttavia, in alcune circostanze, può rappresentare una specie accessoria (<i>bycatch</i>) importante.</p>	
STATO DI CONSERVAZIONE IN EUROPA	STATO DI CONSERVAZIONE, PRESSIONI E MINACCE NELLE ISOLE
Stato di conservazione IUCN = Sconosciuto Trend = Sconosciuto	Lo stato di conservazione è sconosciuto. La principale pressione è rappresentata dalla pesca eccessiva e dal prelievo illegale da parte di subacquei.

Asterina pancerii (Gasco, 1870)	
ESIGENZE ECOLOGICHE	
<p><i>Asterina pancerii</i> è specie endemica del Mediterraneo, vive nelle acque superficiali tra 0 e 20 metri di profondità ed è tipica delle praterie di <i>Posidonia oceanica</i> dove si riscontra sullo strato fogliare; occasionalmente la specie si trova anche al di sopra delle alghe rodoficee.</p>	
STATO DI CONSERVAZIONE IN EUROPA	STATO DI CONSERVAZIONE, PRESSIONI E MINACCE NELLE ISOLE
Stato di conservazione IUCN = Sconosciuto Trend = Sconosciuto	Lo stato di conservazione è sconosciuto. La principale minaccia è rappresentata dalla raccolta per collezionismo.

Ophidiaster ophidianus (Lamarck, 1816)	
ESIGENZE ECOLOGICHE	
<p><i>Ophidiaster ophidianus</i> si trova nell'Oceano Atlantico orientale dal Portogallo a Sant'Elena e nel Mediterraneo con ampia distribuzione. Vive su fondali rocciosi da 0 a 100 metri di profondità ed è partecipe delle comunità del coralligeno. E' una specie termofila, distribuita più frequentemente nelle aree meridionali del mar Mediterraneo.</p>	
STATO DI CONSERVAZIONE IN EUROPA	STATO DI CONSERVAZIONE, PRESSIONI E MINACCE NELLE ISOLE
Stato di conservazione IUCN = Sconosciuto Trend = Sconosciuto	Lo stato di conservazione è sconosciuto. La principale minaccia è rappresentata dalla raccolta per collezionismo.

Paracentrotus lividus (Lamarck, 1816)	
ESIGENZE ECOLOGICHE	
<p><i>Paracentrotus lividus</i> si trova nell'Atlantico orientale, dalla Scozia alle Canarie e in tutto il mar Mediterraneo. Specie infralitorale, vive sui fondali rocciosi ricoperti di alghe e popola le praterie di <i>Posidonia oceanica</i> da 0 a 30 metri di profondità. Caratterizza in Mediterraneo le praterie di posidonia e in Atlantico le rocce intertidali e subtidali.</p>	
STATO DI CONSERVAZIONE IN EUROPA	STATO DI CONSERVAZIONE, PRESSIONI E MINACCE NELLE ISOLE
Stato di conservazione IUCN = Sconosciuto Trend = Sconosciuto	Lo stato di conservazione è sconosciuto. La principale minaccia è legata al sovrasfruttamento della risorsa. Una pressione in atto è rappresentata prelievo illegale nei mesi estivi.

Vertebrati di interesse comunitario e conservazionistico:

Rettili

***Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) – Codice Natura 2000: 1224**

Caretta caretta è presente in tutte le acque dell'Arcipelago. Non nidifica nel Tirreno centrale e settentrionale in modo costante, solo saltuariamente vi sono state deposizioni in queste zone (ad es. presso Orbetello e sulle coste della Sardegna) e solo recentemente (nel 2016 nei pressi di Follonica; nel 2017 a Marina di Campo all'isola d'Elba, nel 2018 a S.Vincenzo e nel 2019 a Cecina, San Vincenzo, Marina di Grosseto e Castiglione della Pescaia), forse per effetto dell'attuale aumento delle temperature del Mediterraneo, come già in passato vi erano casi singoli in Francia (Sénégas et al., 2009). Per quanto conosciuto le popolazioni presenti nell'Arcipelago sono ascrivibili soprattutto alle aree riproduttive centro-mediterranee (Laurent et al. 1998).

Sono conosciuti casi di cattura accidentale con diversi sistemi di pesca nei tratti di mare dell'arcipelago (Ligas et al., 2008, Ria et al. 2011) ma non si hanno riscontri per la zona marina di Capraia e Giannutri dove la pesca è interdetta.

Presso le due isole oggetto di interesse non vi sono spiagge adatte (sabbiose e in modesta pendenza), tuttavia una specifica attenzione sarà comunque necessaria per salvaguardare la specie dai rischi connessi alla navigazione.

Sebbene presso Capraia e Giannutri non vi siano stati casi di avvistamento o spiaggiamento delle altre due specie di tartarughe marine presenti nel Mediterraneo, segnalate anche nelle acque toscane, non si può escludere la loro sporadica presenza anche nei loro dintorni. Dunque, anche per ***Chelonia mydas*** (codice Natura 2000: 1227) e ***Dermochelys coriacea*** (codice Natura 2000: 1223) sarà dovuta la stessa attenzione nella gestione della navigazione intorno alle due isole.

Cetacei

***Tursiops truncatus* (Montagu, 1821) – Codice Natura 2000: 1349**

Tra i mammiferi marini solo il tursiopo (*Tursiops truncatus*) è segnalato per Capraia e Giannutri nel Formulário Standard Natura 2000 relativo alle ZSC/ZPS istituite.

Il Tursiopo è specie in allegato II della Direttiva Habitat ed è stato più volte accertato come presente nelle acque dell'isola di Capraia. Si tratta di esemplari probabilmente facenti parti dei gruppi che frequentano il sistema marino dell'arcipelago, dove rappresentano i cetacei maggiormente osservati, anche per la loro predisposizione a frequentare acque basse in prossimità delle coste, così come il mare aperto (Gnone et al., 2011, Alessi e Fiori, 2014).

Oltre al Tursiopo le acque dell'Arcipelago e per derivazione anche quelle di Capraia e Giannutri, rientrando nell'importante area dedicata alla conservazione dei cetacei del Mediterraneo denominata Santuario *Pelagos* (Notarbartolo di Sciarra et al., 2008), contano una fauna cetologica di interesse: tra i Mysticeti, ***Balaenoptera physalus*** (Linnaeus, 1758) e, tra gli Odontoceti, ***Physeter macrocephalus*** Linnaeus, 1758, ***Ziphius cavirostris*** Cuvier, 1823, ***Grampus griseus*** (G. Cuvier, 1812), ***Globicephala melas*** (Traill, 1809), ***Stenella coeruleoalba*** (Meyen, 1833), ***Delphinus delphis*** Linnaeus, 1758 (Zazzetta, 1998, Rosso et al., 2006, Grazzini e Mancusi, 2009, Gnone et al., 2011, Alessi e Fiori, 2014).

Stenella coeruleoalba è specie tra le più diffuse in Mediterraneo e con ampi contingenti in buona parte dell'areale a parte l'Adriatico settentrionale (Notarbartolo di Sciarra et al., 1993, Cagnolaro et al., 2015).

Ziphius cavirostris è specie elusiva e solo recentemente si sono acquisiti dati sulla sua ecologia nel Tirreno settentrionale e nel Mar Ligure (Arcangeli et al., 2016, Podestà et al., 2016) e risulta comunque presente in tutte le zone del Mediterraneo, con avvistamenti e spiaggiamenti invero localizzati (Moulins et al., 2007, Cagnolaro et al., 2015).

Le informazioni che seguono riguardanti i mammiferi marini sono tratte dal sito web ISPRA: <http://www.isprambiente.gov.it/it/banche-dati/atlan-te-delle-specie-marine-protette>.

<i>Tursiops truncatus</i> (Montagu, 1821) – Codice Natura 2000: 1349	
ESIGENZE ECOLOGICHE	
E' una specie cosmopolita distribuita sia in zone tropicali che temperate di tutto il globo. E' presente in tutto il Mediterraneo ed in Italia sono comuni gli avvistamenti lungo le coste, anche in zone impattate antropicamente. Il tursiopo presente nel Mediterraneo sembra sia geneticamente differente dalle popolazioni atlantiche. La specie abita principalmente zone di piattaforma continentale lungo le coste ma anche in isole ed arcipelaghi dove la piattaforma è presente; viene a volte avvistata anche in zone pelagiche di mare profondo. Si nutre di prede tipiche dell'habitat quali, principalmente, pesci demersali e cefalopodi. La popolazione della specie è stata sottoposta, anche in tempi relativamente recenti a diverse pressioni che ne hanno presumibilmente ridotto il numero di individui. In generale le sue caratteristiche ecologiche e comportamentali lo mettono a rischio nelle aree costiere sia per una riduzione generale delle prede, sia per l'inquinamento delle acque marine, sia per gli sport nautici a motore.	
STATO DI CONSERVAZIONE IN EUROPA	STATO DI CONSERVAZIONE, PRESSIONI E MINACCE NELLE ISOLE
Stato di conservazione IUCN = Dati insufficienti Trend = In riduzione	Lo stato di conservazione è sconosciuto. Le principali minacce sono legate all'inquinamento delle acque ed al traffico nautico.

<i>Stenella coeruleoalba</i> (Meyen, 1833) – Codice Natura 2000: 2034	
ESIGENZE ECOLOGICHE	
Specie pelagica cosmopolita ad ampia distribuzione sia in regioni tropicali che caldo-temperate. Abbondante in gran parte del Mediterraneo anche se con densità diverse. La popolazione mediterranea è differenziata geneticamente e morfologicamente da quelle atlantiche. In Italia è comune dappertutto (tranne nell'Adriatico settentrionale) ed è facile avvistarlo in mare alto. Negli anni 90 ha subito un drastico calo demografico a causa di un'epidemia da Morbillivirus favorita, presumibilmente, da effetti immunodepressivi legati a contaminazioni da DDT e PCB. La specie è inserita nell'allegato IV della Direttiva Habitat e nell'allegato II della Convenzione di Berna, nell'allegato II del Protocollo SPA/BIO della Convenzione di Barcellona e nell'allegato II della Convenzione di Bonn. La specie è inclusa nella Convenzione CITES e nell'Accordo ACCOBAMS.	
STATO DI CONSERVAZIONE IN EUROPA	STATO DI CONSERVAZIONE, PRESSIONI E MINACCE NELLE ISOLE
Stato di conservazione IUCN = Vulnerabile Trend = In riduzione	Lo stato di conservazione è sconosciuto. Le principali minacce per la specie sono costituite dalle catture volontarie ed accidentali con attrezzi da pesca, come le reti pelagiche derivanti, e dal degrado dell'habitat. Altre minacce sono legate all'inquinamento delle acque ed al traffico nautico.

<i>Grampus griseus</i> (G. Cuvier, 1812) – Codice Natura 2000: 2030	
ESIGENZE ECOLOGICHE	
Specie cosmopolita di zone tropicali e temperate, la popolazione atlantica è geneticamente distinta da quella mediterranea. E' una specie ampiamente distribuita presente sia su scarpata sia oltre la piattaforma continentale. Può trovarsi anche lungo la costa. Si nutre prevalentemente di cefalopodi che preda all'interno del suo habitat. Nel Mediterraneo è presente nel mar d'Alboran, nelle Baleari, nel Bacino Corso-Ligure-Provenzale e nell'Egeo occidentale. In Italia oltre al Mar Ligure è presente nel Tirreno meridionale e nel Mar Ionio. La specie è inserita nell'allegato IV della Direttiva Habitat e nell'allegato II della Convenzione di Berna, nell'allegato II del Protocollo SPA/BIO della Convenzione di Barcellona e nell'allegato II della Convenzione di Bonn. La specie è inclusa nella Convenzione CITES e nell'Accordo ACCOBAMS.	
STATO DI CONSERVAZIONE IN EUROPA	STATO DI CONSERVAZIONE, PRESSIONI E MINACCE NELLA ZSC-ZPS
Stato di conservazione IUCN = Dati insufficienti Trend = In riduzione	Lo stato di conservazione è sconosciuto. Le principali pressioni e minacce sono riconducibili alle catture accidentali quali reti pelagiche derivanti e palangari, ed all'inquinamento delle acque marine (H03) per sostanze contaminanti e plastiche quali teli e sacchetti; come per tutte le specie di cetacei di habitat di mare profondo la specie può essere minacciata da eccessi di energiacome il disturbo sonoro.

<i>Globicephala melas</i> (Traill, 1809) – Codice Natura 2000: 2029	
ESIGENZE ECOLOGICHE	
<p>La specie è tipica di mare aperto e di acque profonde sia su piattaforma che scarpata continentale. Vive in gruppi sociali costituiti in media da 10 -30 individui e si ciba prettamente di cefalopodi ed occasionalmente di pesci pelagici tipici dell'habitat dove vive. Nel Mediterraneo è presente nello Stretto di Gibilterra, Mar d'Alboran e nel Bacino Corso-Ligure Provenzale. In Italia ci sono pochi avvistamenti concentrati principalmente nel Mar Ligure e nel Tirreno settentrionale.</p> <p>La specie è inserita nell'allegato IV della Direttiva Habitat e nell'allegato II della Convenzione di Berna, nell'allegato II del Protocollo SPA/BIO della Convenzione di Barcellona e nell'allegato II della Convenzione di Bonn. La specie è inclusa nella Convenzione CITES e nell'Accordo ACCOBAMS.</p>	
STATO DI CONSERVAZIONE IN EUROPA	STATO DI CONSERVAZIONE, PRESSIONI E MINACCE NELLA ZSC-ZPS
Stato di conservazione IUCN = Dati insufficienti Trend = In riduzione	Lo stato di conservazione è sconosciuto. Pur non subendo le pressioni antropogeniche tipiche degli ambienti costieri le principali pressioni e minacce sono riconducibili alle catture accidentali da reti pelagiche derivanti ed all'inquinamento delle acque marine . Come per tutte le specie di cetacei di habitat di mare profondo la specie può essere minacciata da eccessi di energia come il disturbo sonoro . La specie si è mostrata inoltre sensibile a patogeni microbici come il morbillivirus.

<i>Ziphius cavirostris</i> Cuvier, Codice Natura 2000: 2035	
ESIGENZE ECOLOGICHE	
<p>Specie cosmopolita in mari temperati-freddi, sub-tropicali e tropicali. Nel Mediterraneo la popolazione è distinta da quella dell'Atlantico ed è frequente nel Mar d'Alboran. In Italia è frequente nel Mar Tirreno, soprattutto nel Mar Ligure e nel Tirreno centrale. Specie che predilige aree di mare aperto e profondo, si trova spesso in corrispondenza di canyon e scarpate sottomarine in piccoli gruppi (2-5 individui). Si nutre principalmente di cefalopodi che pesca in profondità. La popolazione è sottoposta a diverse minacce, ma la mancanza di dati rende difficile una valutazione oggettiva, anche se si ritiene che la popolazione sia in declino. Le principali cause di mortalità e spiaggiamenti sono da ricondurre al rumore sottomarino, dovuto a sonar militari o altre fonti di rumori di origine antropica.</p>	
STATO DI CONSERVAZIONE IN EUROPA	STATO DI CONSERVAZIONE, PRESSIONI E MINACCE NELLA ZSC-ZPS
Stato di conservazione IUCN = Dati insufficienti Trend = In riduzione	Lo stato di conservazione è sconosciuto. Le principali minacce sono legate all'inquinamento delle acque ed al traffico nautico.

<i>Physeter macrocephalus</i> Linnaeus, 1758, Codice Natura 2000: 2624	
ESIGENZE ECOLOGICHE	
<p>Specie pelagica altamente migratrice (anche se alcune popolazioni vengono considerate più stanziali); presente anche in acque profonde in zone di scarpata continentale. Si nutre di cefalopodi che pesca immergendosi ad elevate profondità. Si possono avvistare aggregati in strutture sociali di 5-12 individui con piccoli o solitari (maschi adulti). Specie cosmopolita. Nel Mediterraneo è ampiamente distribuita ed in Italia ci sono numerosi avvistamenti nel Mar Ligure, nel Tirreno centro-settentrionale e nello Ionio.</p> <p>La specie è inserita nell'allegato IV della Direttiva Habitat e nell'allegato II della Convenzione di Berna, nell'allegato II del Protocollo SPA/BIO della Convenzione di Barcellona e nell'allegato I e II della Convenzione di Bonn. La specie è inclusa nella Convenzione CITES e nell'Accordo ACCOBAMS.</p>	
STATO DI CONSERVAZIONE IN EUROPA	STATO DI CONSERVAZIONE, PRESSIONI E MINACCE NELLA ZSC-ZPS
Stato di conservazione IUCN = In pericolo Trend = In riduzione	Lo stato di conservazione è sconosciuto. Le principali minacce per il capodoglio sono costituite dall'impigliamento (entanglement) in attrezzi da pesca derivanti quali le spadare, che è causa ancora oggi della riduzione della popolazione di capodogli, anche in Mediterraneo, dove però negli ultimi anni l'uso di reti derivanti è stato limitato dall'entrata in vigore di nuovi regolamenti. Il traffico navale che può determinare collisioni con individui che nuotano in

	<p>superficie e disturbi al sistema di ecolocalizzazione (sonar) dovuto al rumore sottomarino. Un'altra minaccia di cui ancora non si conoscono gli effetti diretti sulla specie è l'elevato livello di contaminanti che sono stati riscontrati nei suoi tessuti così come le prospezioni geofisiche con impulsi ad alta pressione (airgun). Nei contenuti stomacali degli individui spiaggiati si riscontrano, inoltre, teli e buste di plastica.</p>
--	---

<i>Balaenoptera physalus</i> (Linnaeus, 1758), Codice Natura 2000: 2621	
ESIGENZE ECOLOGICHE	
<p>Specie pelagica è tipica di mare aperto e di acque profonde sia su piattaforma che scarpata continentale. Si nutre di plancton. Presenta subpopolazioni diverse tra Mediterraneo ed Atlantico. La sua distribuzione è spesso associata sia alla presenza di plancton sia alla clorofilla presente nelle acque (questa direttamente correlata al fitoplancton). Specie migratrice a distribuzione globale anche se rara nei tropici. Presente nel Mediterraneo occidentale e centrale e documentata nel Nord Africa. In Italia è stata ampiamente documentata nel Mar Ligure e nel Tirreno centro settentrionale.</p> <p>La specie è inserita nell'allegato IV della Direttiva Habitat e nell'allegato II della Convenzione di Berna, nell'allegato II del Protocollo SPA/BIO della Convenzione di Barcellona e nell'allegato I e II della Convenzione di Bonn. La specie è inclusa nella Convenzione CITES e nell'Accordo ACCOBAMS.</p>	
STATO DI CONSERVAZIONE IN EUROPA	STATO DI CONSERVAZIONE, PRESSIONI E MINACCE NELLA ZSC-ZPS
<p>Stato di conservazione IUCN = Vulnerabile Trend = In riduzione</p>	<p>Lo stato di conservazione è sconosciuto.</p> <p>Data la sua natura migratoria e le sue caratteristiche eto ecologiche, i principali pericoli alla sua conservazione sono riconducibili a: catture accidentali (F02) da reti pelagiche derivanti ed all'inquinamento delle acque marine (H03), quali contaminanti chimici e plastiche, da eccessi di energia (H06) come il disturbo sonoro. Numerosi studi considerano come minaccia principale il pericolo di collisione con i grandi natanti (G05).</p>

Pesci ossei

Tra la fauna ittica marina non vi sono specie di interesse comunitario, si elencano di seguito le specie che rivestono comunque un interesse conservazionistico.

(Fonte sito web ISPRA: <http://www.isprambiente.gov.it/it/banche-dati/atlante-delle-specie-marine-protette>).

<i>Hippocampus hippocampus</i> (Linnaeus, 1758)	
ESIGENZE ECOLOGICHE	
<p>Specie presente dal Mar del Nord fino alle coste Europee; il range si espande poi verso le coste africane incluse le isole Azzorre, Madeira e le Canarie; è distribuita in tutto il Mediterraneo, compresi il Mar Nero e il Mar d'Azov, oltre che nell'Oceano Atlantico Orientale. La specie si trova nelle acque basse su fondali detritici e sabbiosi a profondità tra 0 e 60 m in acque marine e salmastre e compie migrazioni stagionali verso acque più profonde. È stato dimostrato un declino della popolazione di questa specie in alcune zone del Mediterraneo, ma in assenza di dati sufficienti ed in attesa di programmi di monitoraggio specifici lo stato di conservazione è ritenuto sconosciuto.</p>	
STATO DI CONSERVAZIONE IN EUROPA	STATO DI CONSERVAZIONE, PRESSIONI E MINACCE NELLE ISOLE
<p>Stato di conservazione IUCN = Sconosciuto Trend = sconosciuto</p>	<p>Lo stato di conservazione è sconosciuto.</p> <p>Le principali minacce sono legate alla pesca che può provocare catture accidentali della specie ed alla raccolta per collezionismo.</p>

Hippocampus guttulatus Cuvier, 1829	
ESIGENZE ECOLOGICHE	
Specie presente nelle acque europee lungo le coste atlantiche dal Regno Unito fino al Mediterraneo. In Mediterraneo e nel Mar Nero si trova distribuito con densità di popolazione basse lungo la costa. Vive principalmente nell'infraitorale, nei popolamenti ad alghe su rocce, sulle praterie di <i>Posidonia oceanica</i> e <i>Zoostera</i> e anche nelle lagune.	
STATO DI CONSERVAZIONE IN EUROPA	STATO DI CONSERVAZIONE, PRESSIONI E MINACCE NELLE ISOLE
Stato di conservazione IUCN = Sconosciuta Trend = sconosciuto	Lo stato di conservazione è sconosciuto. Le principali minacce sono legate alla pesca che può provocare catture accidentali della specie ed alla raccolta per collezionismo.

Epinephelus marginatus (Lowe, 1834)	
ESIGENZE ECOLOGICHE	
La specie è presente nell'Oceano Indiano occidentale fino al Mozambico, nell'Atlantico orientale e nell'Atlantico occidentale lungo le coste meridionali del Brasile. Nel Mar Mediterraneo la specie è <i>flag species</i> (specie bandiera) di molte aree marine protette. Predilige i fondali rocciosi e sabbiosi a <i>Zoostera</i> e <i>Posidonia</i> , a una profondità compresa tra gli 8 e i 100 m. E' una specie subtropicale poco eurialina, ma può penetrare in ambienti lagunari o lacustri a forte influenza marina. Il declino delle popolazioni è causato dal sovrasfruttamento e dalla biologia riproduttiva della specie. Ultimamente si sta registrando un aumento della consistenza della popolazione grazie alla costituzione di aree protette nelle quali può avvenire la riproduzione.	
STATO DI CONSERVAZIONE IN EUROPA	STATO DI CONSERVAZIONE, PRESSIONI E MINACCE NELLE ISOLE
Stato di conservazione IUCN = In pericolo Trend = In riduzione	Lo stato di conservazione non è buono a causa della minaccia dovuta alla pesca eccessiva, praticata anche dai pescatori sportivi

Sciaena umbra Linnaeus, 1758	
ESIGENZE ECOLOGICHE	
Specie presente nell'Oceano Atlantico Orientale dalla Manica alla Mauritania; in Mediterraneo si trova ampiamente distribuita, compresi in Mar Nero e nel Mar d'Azov. Vive nelle acque costiere su substrati rocciosi o sabbiosi, a profondità comprese tra i 10 e i 200 m. Specie subtropicale vive in acque a temperatura compresa tra i 15 °C e i 20 °C. Questa specie è sovrasfruttata dalla pesca professionale, soprattutto da quella a strascico e a tramaglio, che costituiscono un'importante fattore di mortalità.	
STATO DI CONSERVAZIONE IN EUROPA	STATO DI CONSERVAZIONE, PRESSIONI E MINACCE NELLE ISOLE
Stato di conservazione IUCN = Quasi minacciata Trend = In riduzione	Lo stato di conservazione non è buono a causa della minaccia dovuta alla pesca eccessiva, praticata anche dai pescatori sportivi

Sebbene non siano specie protette, si ritiene opportuno aggiungere alla lista (Allegato A, Tabella 2) alcune specie di sparidi (*Diplodus spp.* e *Dentex dentex*) oltre al carangide *Seriola dumerilii* in quanto specie target per i pescatori sportivi, pescatori subacquei e attività di pescaturismo. Tutte le popolazioni delle specie citate vengono considerate, dalla valutazione IUCN Italia 2017, come a minor preoccupazione (LC), tuttavia il declino osservato localmente in alcune popolazioni ne suggerisce un'attenta valutazione a fini conservazionistici.

2. Bibliografia citata

- ALESSI J. & FIORI C., 2014. From science to policy—a geostatistical approach to identifying potential areas for cetacean conservation: a case study of bottlenose dolphins in the Pelagos sanctuary (Mediterranean Sea). *J Coast Conserv* DOI 10.1007/s11852-014-0330-3.
- ARCANGELI A., CAMPANA I., MARINI L., MACLEOD C.D., 2016. Long-term presence and habitat use of Cuvier's beaked whale (*Ziphius cavirostris*) in the Central Tyrrhenian Sea. *Mar Ecol*, 37: 269–282. doi:10.1111/maec.12272
- BAVA, 2009. *Pinna nobilis* (Linnaeus, 1758). In: “Le specie protette del protocollo SPA/BIO (Convenzione di Barcellona) presenti in Italia – Schede descrittive per l'identificazione”, Relini G., Tunesi L (eds). *Biologia Marina Mediterranea*, 16 (Suppl. 2): 172-174.
- CAGNOLARO L., COZZI B., NOTARBARTOLO DI SCIARA G. & PODESTÀ M. (Eds.), 2015. *Fauna d'Italia -Mammalia IV – CETACEA – Edagricole Calderini, Bologna. 375 pp.*
- CATANESE G., GRAU A., VALENCIA J.M., GARCIA-MARCH J.R., VÁZQUEZ-LUIS M., ALVAREZ E., DEUDERO S., DARRIBA S., CARBALLAL M.J. & VILLALBA A., 2018. *Haplosporidium pinnae* sp. nov., a haplosporidan parasite associated with mass mortalities of the fan mussel, *Pinna nobilis*, in the Western Mediterranean Sea. *Journal of Invertebrate Pathology*, 157: 9-24.
- GNONE G. ET AL., 2011. Distribution, abundance, and movements of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Pelagos Sanctuary MPA (north-west Mediterranean Sea). *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 21: 372–388 (2011)
- GRAZZINI C., MANCUSI C., 2009. *Cetacei e tartarughe nel cuore del Mediterraneo. ARPAT*
- LAURENT L., CASALE P., BRADAI M.N., GODLEY B.J., GEROSA G., BRODERICK A.C., SCHROTH W., SCHIERWATER B., LEVY A.M., FREGGI D., ABD EL-MAWLA E.M., HADOUD D.A., GOMATI H.E., DOMINGO M., HADJICHRISTOPHOUD M., KORNARAKY L., DEMIRAYAK F., GAUTIER C.H., 1998. Molecular resolution of marine turtle stock composition in fishery by-catch: a case study in the Mediterranean. *Molecular Ecology* 7, 1529–1542.
- LIGAS A., R. FICO, S. GUIDUCCI, E. MARTELLUCCI, N. MECIANI, L. PAPETTI, R. SIRNA, 2008. Incidental catch of the loggerhead turtle, *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758), in the northern Tyrrhenian sea. *Atti Mus. Stor. nat. Maremma*, 22: 63-71.
- MOULINS A., M. ROSSO, B. NANI, M. WURTZ, 2007. Aspects of the distribution of Cuvier's beaked whale (*Ziphius cavirostris*) in relation to topographic features in the Pelagos Sanctuary (north-western Mediterranean Sea). *Journal of the Marine Biological Association of the UK* 87(01):177 - 186
- NOTARBARTOLO DI SCIARA G., VENTURINO M.C., ZANARDELLI M., BEARZI G., BORSANI J.F., CAVALLONI B., 1993. Cetaceans in the Central Mediterranean Sea: distribution and sighting frequencies. *Italian Journal of Zoology* 60:131-138.
- NOTARBARTOLO DI SCIARA G, AGARDY T, HYRENBACH D, SCOVAZZI T, VAN KLAVEREN P., 2008. The Pelagos Sanctuary for Mediterranean marine mammals. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 18: 367–391.
- PODESTÀ M., AZZELLINO A., CAÑADAS A., FRANTZIS A., MOULINS A., ROSSO M., TEPSICH P., LANFREDI C., 2016. Cuvier's beaked whale, *Ziphius cavirostris*, distribution and occurrence in the Mediterranean sea: high-use areas and conservation threats. *Adv Mar Biol.* 2016;75:103-140. doi: 10.1016/bs.amb.2016.07.007.
- RIA M., CARUSO C., DE PIRRO M., GIANNELLI G., GUIDUCCI S., MESCHINI P., PAPETTI L., 2011. Spiaggiamenti e catture accidentali di tartarughe marine in Toscana: resoconto delle attività della rete regionale. *Biol. Mar. Mediterr.*, 18 (1): 392-393.
- ROSSO M., CAPPIELLO M., WÜRTZ M., 2006. Preliminary estimation population size of bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) off Elba island (Poster). 34th Annual Symposium of European Association for Aquatic Mammals. 17-20 march, Riccione.
- SÉNÉGAS J.B., HOCHSCHEID S., GROUL J.M., LAGARRIGUE B., BENTIVEGNA F., 2009. Discovery of the northernmost loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) nest. *Marine Biodiversity Records*, doi:10.1017/S1755267209000773, Vol. 2; e81: 1-4.

ZAZZETTA M., 1998. Presenza estiva dei cetacei nelle acque dell'Arcipelago Toscano e della Corsica. *Biol. Mar. Medit.*, 5(1): 734-737.

Principali fonti WEB (data ultima consultazione settembre 2019):

ISPRA: <http://www.isprambiente.gov.it/it/banche-dati/atlane-delle-specie-marine-protette>

Specie ASPIM: <http://www.specieaspim.it/aspim/specie/>



ALLEGATO A: CHECK-LIST DELLE SPECIE PARTICOLARMENTE SENSIBILI ALLA FRUIZIONE TURISTICA

Tabella 1 – Elenco specie vegetali marine di interesse conservazionistico e sensibili alla fruizione turistica presenti presso le isole di Giannutri e Capraia.

Specie	Direttiva HABITAT	Convenzione di Berna All. I	Protocollo SPA/BIO Convenzione di Barcellona All. II	Specie ASPIM	Lista Rossa IUCN
ALGHE					
<i>Cystoseira amentacea var stricta</i>		X	X	X	
<i>Cystoseira brachicarpa var balearica</i>				X	
<i>Cystoseira compressa</i>					
<i>Cystoseira crinita</i>				X	
<i>Cystoseira spinosa</i>		X	X	X	
<i>Lithophyllum byssoides</i>		X	X	X	
<i>Sargassum hornschurchii</i>			X	X	
FANEROGAME					
<i>Cymodocea nodosa</i>		X	X	X	LC
<i>Posidonia oceanica</i>		X	X	X	LC

Tabella 2 – Elenco delle specie di fauna marina di interesse conservazionistico sensibili alla fruizione turistica presenti presso le isole di Giannutri e Capraia.

*Specie presente solo a Giannutri; **Specie presente solo a Capraia.

Specie	Direttiva HABITAT	Convenzione di Berna	Protocollo SPA/BIO Convenzione di Barcellona	Specie ASPIM	Convenzione di Bonn	Lista Rossa IUCN	CITES
PORIFERI							
<i>Aplysina aerophoba</i>			X (All. II)	X			

Specie	Direttiva HABITAT	Convenzione di Berna	Protocollo SPA/BIO Convenzione di Barcellona	Specie ASPIM	Convenzione di Bonn	Lista Rossa IUCN	CITES
<i>Aplysina cavernicola</i>		X (AII. II)	X (AII. II)	X			
<i>Axinella cannabina</i>			X (AII. II)	X			
<i>Axinella polypoides</i>		X (AII. II)	X (AII. II)	X			
<i>Spongia officinalis</i>		X (AII. III)	X (AII. III)	X			
CELENERATI							
<i>Cladocora caespitosa</i>			X (AII. II)	X		LC	
<i>Corallium rubrum*</i>	X (AII. V)	X (AII. III)	X (AII. III)	X		EN	
<i>Eunicella cavolinii*</i>						LC	
<i>Eunicella singularis*</i>						VU	
<i>Paramuricea clavata*</i>						LC	
MOLLUSCHI							
<i>Lithophaga lithophaga</i>	X (AII. IV)	X (AII. II)	X (AII. II)	X			X (AII. B)
<i>Luria lurida</i>		X (AII. II)	X (AII. II)	X			
<i>Patella ferruginea**</i>	X (AII. IV)	X (AII. II)	X (AII. II)	X			
<i>Pinna nobilis</i>	X (AII. IV)		X (AII. II)	X			
<i>Pinna rudis</i>		X (AII. II)	X (AII. II)				
CROSTACEI							
<i>Homarus gammarus</i>		X (AII. III)	X (AII. III)	X		LC	
<i>Maja squinado</i>		X (AII. III)	X (AII. III)	X			
<i>Palinurus elephas</i>		X (AII. III)	X (AII. III)	X		VU	
<i>Scyllarides latus</i>	X (AII. V)	X (AII. III)	X (AII. III)	X		DD	
<i>Scyllarus arctus</i>		X (AII. III)	X (AII. III)	X		LC	
ECHINODERMI							
<i>Asterina pancerii</i>		X (AII. II)	X (AII. II)	X			
<i>Centrostephanus longispinus</i>	X (AII. IV)	X (AII. II)	X (AII. II)	X			
<i>Ophidiaster ophidianus</i>		X (AII. II)	X (AII. II)	X			
<i>Paracentrotus lividus</i>		X (AII. III)	X (AII. III)	X			
OSTEITTI							
<i>Dentex dentex</i>						LC	



Specie	Direttiva HABITAT	Convenzione di Berna	Protocollo SPA/BIO Convenzione di Barcellona	Specie ASPIM	Convenzione di Bonn	Lista Rossa IUCN	CITES
<i>Diplodus puntazzo</i>						LC	
<i>Diplodus sargus</i>						LC	
<i>Diplodus vulgaris</i>						LC	
<i>Epinephelus marginatus</i>		X (Ail. III)	X (Ail. III)	X		EN	
<i>Hippocampus hippocampus</i>		X (Ail. II)	X (Ail. II)	X		NT	X (Ail. D)
<i>Hippocampus guttulatus</i>		X (Ail. II)	X (Ail. II)	X		NT	X (Ail. C)
<i>Sciaena umbra</i>		X (Ail. III)	X (Ail. III)	X		VU	
<i>Seriola dumerilii</i>						LC	
RETTILI							
<i>Caretta caretta</i>	X (Ail. II e IV)	X (Ail. II)	X (Ail. II)	X	X (Ail. I e II)	EN	X (Ail. A)
<i>Chelonia mydas</i>	X (Ail. II e IV)	X (Ail. II)	X (Ail. II)	X	X (Ail. I e II)	EN	X (Ail. A)
<i>Dermochelys coriacea</i>	X (Ail. IV)	X (Ail. II)	X (Ail. II)	X	X (Ail. I e II)	VU	X (Ail. A)
MAMMIFERI							
<i>Balaenoptera physalus</i>	X (Ail. IV)	X (Ail. II)	X (Ail. II)	X	X (Ail. I e II)	VU	X (Ail. A)
<i>Delphinus delphis</i>	X (Ail. IV)	X (Ail. II)	X (Ail. II)	X	X (Ail. I e II)	EN	X (Ail. A)
<i>Globicephala melas</i>	X (Ail. IV)	X (Ail. II)	X (Ail. II)	X	X (Ail. II)	DD	X (Ail. A)
<i>Grampus griseus</i>	X (Ail. IV)	X (Ail. II)	X (Ail. II)	X	X (Ail. II)	DD	X (Ail. A)
<i>Physeter macrocephalus</i>	X (Ail. IV)	X (Ail. II)	X (Ail. II)	X	X (Ail. I e II)	EN	X (Ail. A)
<i>Tursiops truncatus</i>	X (Ail. II e IV)	X (Ail. II)	X (Ail. II)	X	X (Ail. II)	NT	X (Ail. A)
<i>Ziphius cavirostris</i>	X (Ail. IV)	X (Ail. II)	X (Ail. II)	X	X (Ail. I)	DD	X (Ail. A)
<i>Stenella coeruleoalba</i>	X (Ail. IV)	X (Ail. II)	X (Ail. II)	X	X (Ail. II)	VU	X (Ail. A)

RTI composta da: NEMO srl e MAREA Studio Associato

