

Annexe VIII

Mise à jour des protocoles de surveillance des habitats benthiques

1. Lignes directrices pour la surveillance de la végétation marine en Méditerranée

Introduction

1. Les herbiers marins sont largement reconnus comme des habitats essentiels dans les eaux côtières tropicales et tempérées peu profondes du monde (UNEP-MAP-Blue Plan, 2009). Ils forment certains des écosystèmes les plus productifs de la planète (McRoy et McMillan, 1977), façonnant les paysages marins côtiers et fournissant des services écologiques et économiques essentiels (Green and Short, 2003 ; Vassallo et al., 2013). Ils soutiennent les communautés associées à forte biodiversité, la production primaire et le cycle des éléments nutritifs, la stabilisation des sédiments et la protection du littoral, ainsi que la séquestration du carbone à l'échelle mondiale (Waycott et al., 2009 et références citées plus haut). Une valeur économique importante de plus de 17 000 \$ par ha et par an a été quantifiée pour les herbiers marins à travers le monde (Costanza et al., 1997).

2. Les herbiers marins, comme tous les Magnoliophytes, sont des plantes à fleurs marines d'origine terrestre qui sont revenues dans le milieu marin il y a environ 120 à 100 millions d'années. La diversité des espèces d'herbiers dans le monde est faible par rapport à tout autre Phylum ou division marine, avec moins de soixante espèces dans le monde. Cependant, ils forment de vastes prairies qui s'étendent sur des milliers de kilomètres de côtes entre les surfaces à environ 50 m de profondeur (selon la transparence de l'eau) dans des eaux marines et de transition (par exemple, des estuaires et des lagunes). Dans la région méditerranéenne, on trouve cinq espèces d'herbes marines : *Cymodocea nodosa*, *Halophila stipulacea* (une espèce lessepsienne invasive), *Posidonia oceanica*, *Zostera marina* et *Zostera noltei*. L'endémique *Posidonia oceanica* est sans aucun doute l'herbier marin dominant et le plus important (Green and Short, 2003), et le seul à pouvoir construire une « matte », construction monumentale résultant de la croissance horizontale et verticale de rhizomes aux racines enchevêtrées et des sédiments piégés (Boudouresque et al., 2006).

3. Les dommages physiques et les conditions stressantes résultant des pressions humaines intenses, des altérations de l'environnement, du réchauffement climatique et de la réduction de la qualité de l'eau et des sédiments entraînent une dégradation structurelle des herbiers marins dans le monde (Orth et al., 2006). L'impact biologique causé par la dissémination d'espèces non indigènes (ENI) sur les herbiers doit également être pris en compte (Montefalcone et al., 2007). Un déclin alarmant des herbiers marins a été signalé en méditerranée et principalement dans la partie nord-ouest du bassin, où de nombreuses prairies avaient déjà été perdus au cours des dernières décennies (Boudouresque et al., 2009 ; Waycott et al., 2009). 2009 ; Pergent et al., 2012 ; Marbà et al., 2014 ; Burgos et al., 2017). Cependant, une décélération du taux de perte et certains signes de reprise locale ont également été observés, ce qui indique un récent renversement de tendance de l'étendue et de la densité des herbiers, grâce à des mesures de gestion adéquates (de los Santos et al., 2019).

4. Les préoccupations concernant ces déclins ont incité des efforts pour protéger légalement ces habitats dans plusieurs pays. Le contrôle et la réduction de l'ensemble des impacts anthropiques par le biais de la législation et de sa mise en application aux niveaux local et régional ont été réalisés dans de nombreux pays. Les herbiers de *Posidonia oceanica* sont définies comme des habitats naturels prioritaires à l'annexe I de la directive 92/43/CEE, concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages (CEE, 1992), qui répertorie les types d'habitats naturels dont la conservation nécessite la désignation des zones spéciales de conservation (SACs), identifiées comme Sites d'intérêt communautaire (SIC). En outre, la création d'Aires marines protégées (AMP) renforce localement le niveau de protection de ces habitats prioritaires.

5. En raison de leur large répartition, et de leur sensibilité aux conditions environnementales changeantes, les herbiers marins sont habituellement utilisés comme indicateurs biologiques de la qualité de l'eau conformément à la Directive-Cadre sur l'Eau (DCE, 2000/60/CE) et de la qualité de l'environnement conformément à la directive-cadre relative à la stratégie pour le milieu marin (MSFD, 2008/56/EC) (Montefalcone, 2009). En raison de son importance écologique reconnue, *Posidonia oceanica* est considérée comme le principal élément de qualité biologique dans les programmes de surveillance mis au point pour évaluer l'état de l'environnement côtier marin. Des protocoles de

surveillance normalisés pour évaluer et classifier l'état de conservation des herbiers marins existent déjà. Ils sont résumés dans les « Directives pour la normalisation des méthodes de cartographie et de surveillance des Magnoliophytes marins en Méditerranée » (UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015). Ces directives de surveillance fondent le processus d'actualisation et d'harmonisation exposé dans le présent document.

6. Des informations spatiales détaillées sur la répartition de l'habitat sont des connaissances préalables à une utilisation durable des zones marines côtières. La première étape de l'évaluation préalable de l'état de tout habitat benthique consiste donc à définir sa répartition géographique et son aire de répartition bathymétrique. Les cartes de répartition des herbiers marins sont une condition préalable fondamentale à toute action de conservation de ces habitats. Les informations disponibles sur la répartition géographique exacte des herbiers marins sont encore fragmentaires au niveau régional (UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015) et quelques étendues du littoral ont été cartographiées, seuls 5 États sur 21 ayant un inventaire cartographié couvrant au moins la moitié de leurs côtes (UNEP/MAP-Blue Plan, 2009). Dans le cadre du Plan d'Action pour la Conservation de la Végétation Marine en Méditerranée, adopté en 1999 par les Parties Contractantes à la Convention de Barcelone (PNUE/PAM-CAR/ASP, 1999) et lors de l'évaluation de la mise en œuvre de ce Plan d'Action en 2005 (PNU/PAM-CAR/ASP, 2005), il est apparu que très peu de pays étaient en mesure de mettre en place des programmes de suivi et de cartographie adéquats et normalisés. En conséquence, et à la demande explicite des gestionnaires concernant la nécessité de guides pratiques visant à harmoniser les méthodes existantes de surveillance des herbiers et à la comparaison ultérieure des résultats obtenus par différents pays, les Parties Contractantes ont demandé au Centre d'Activités Régionales pour les Aires Spécialement Protégées (CAR/SPA) pour améliorer les outils d'inventaire existants et proposer une normalisation des techniques de cartographie et de suivi de ces habitats. Ainsi, les « Orientations pour la normalisation des méthodes de cartographie et de surveillance des Magnoliophytes marins en Méditerranée » (UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015) ont été élaborées à la suite d'un certain nombre de tables rondes scientifiques spécifiquement consacrées à ce sujet.

7. Pour la cartographie des habitats d'herbiers marins, les précédentes directives (UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015) ont mis en évidence les principales conclusions suivantes :

- Plusieurs programmes de cartographie nationaux et internationaux ont déjà été réalisés.
- Une normalisation et un consensus clair dans la méthodologie de cartographie ont été atteints.
- Toutes les méthodes proposées sont utilisables dans l'ensemble des régions méditerranéennes, mais certaines conviennent mieux à une espèce donnée (par exemple, des espèces de grande taille) ou à des assemblages particuliers (ex. herbiers denses).
- La mise en œuvre desdites procédures pourrait être difficile dans certaines régions en raison de l'absence de formation, de compétences et/ou de financement spécifique.

8. Pour surveiller l'état des habitats d'herbiers marins, les précédentes directives (UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015) ont mis en évidence les principales conclusions suivantes :

- Plusieurs programmes de surveillance nationaux et internationaux ont été mis en œuvre avec succès en Méditerranée (par exemple, SeagrassNet, le Réseau de Surveillance National *Posidonia*).
- Bien que la plupart des systèmes de surveillance méditerranéens soient principalement consacrés à *Posidonia oceanica*, certains programmes (SeagrassNet, par exemple) peuvent être utilisés pour presque toutes les espèces d'herbiers marins.
- Bien que les méthodes de surveillance existantes soient similaires, les descripteurs utilisés pour fournir des informations sur l'état du système sont très variés et couvrent un vaste éventail de niveaux de complexité écologique (à savoir, de la plante au paysage marin).
- Certains descripteurs sont utilisés par toutes les communautés scientifiques méditerranéennes (par exemple, la densité des herbiers, la profondeur limite inférieure), mais les techniques de mesure sont souvent très différentes et nécessitent toujours un effort plus important pour parvenir à une standardisation précise.

- Les différentes méthodes de surveillance disponibles dans les pays méditerranéens semblent tout à fait réalisables lorsqu'une formation appropriée est entreprise.

9. Sur la base des recommandations des Parties Contractantes, il a été demandé au SPA/RAC d'élaborer une version actualisée des orientations pour la surveillance de la végétation marine en Méditerranée (UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015), dans le contexte des indicateurs communs du programme IMAP et afin de faciliter la tâche des gestionnaires des AMP lors de la mise en œuvre de leurs programmes de surveillance. Une revue dans la littérature scientifique, tenant compte des techniques les plus récentes et les résultats récents par la communauté scientifique au niveau international, a également été réalisée.

Méthodes de surveillance

a) INDICATEUR COMMUN 1 : Aire de répartition et étendue de l'habitat

Approche

10. L'IC1 vise à fournir des informations sur la zone géographique dans laquelle se trouvent les herbiers marins en Méditerranée et l'étendue totale des surfaces recouvertes d'herbiers. L'approche proposée pour la cartographie des herbiers marins en Méditerranée suit la procédure globale établie pour la cartographie des habitats marins du nord-ouest de l'Europe dans le cadre des projets européens MESH (Cartographie des Habitats des Fonds Marins, MESH, 2007) et EU Sea MAP (Vasquez et al., 2021a, b). Cette procédure de cartographie comprend différentes actions. (Fig. 1), qui peuvent être résumées en trois étapes principales :

- 1) Planification initiale.
- 2) Levés de terrain.
- 3) Traitement et interprétation des données.

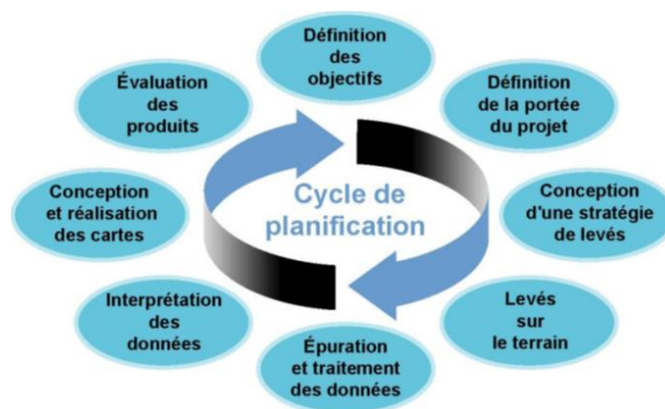


Figure 1 : Cycle de planification d'un programme de cartographie des habitats (d'après Projet MESH.)

11. La planification initiale comprend la définition des objectifs afin de sélectionner la surface minimale à cartographier et la résolution nécessaire. Au cours de cette phase initiale, les outils à utiliser dans les phases suivantes doivent être définis et l'effort (coûts humains, matériels et financiers) nécessaire pour produire la cartographie doit être évalué. Une approche cartographique réussie nécessite la définition d'une stratégie de levé claire et réalisable.

12. Le levé de terrain est la phase pratique de la collecte de données. C'est souvent la phase la plus coûteuse car elle nécessite généralement des activités sur le terrain. Un inventaire préalable des données existantes pour la zone en cours de cartographie est recommandé afin de réduire la quantité de travail ou d'obtenir un meilleur ciblage du travail à effectuer.

13. Le traitement et l'interprétation des données constituent sans aucun doute la phase la plus complexe, car elles nécessitent connaissances et expérience pour que les données recueillies puissent

être utilisables et fiables. Les produits obtenus doivent être évalués pour assurer leur cohérence et la validité des résultats atteints.

Résolution

14. La sélection d'une échelle appropriée est une étape critique de la phase de planification (Mc Kenzie et al., 2001). Bien qu'il n'y ait aucune impossibilité technique à utiliser une haute précision sur de grandes surfaces (ou inversement), il existe généralement une relation inverse entre la précision utilisée et la surface à cartographier (Mc Kenzie et al., 2001 ; Fig. 2).

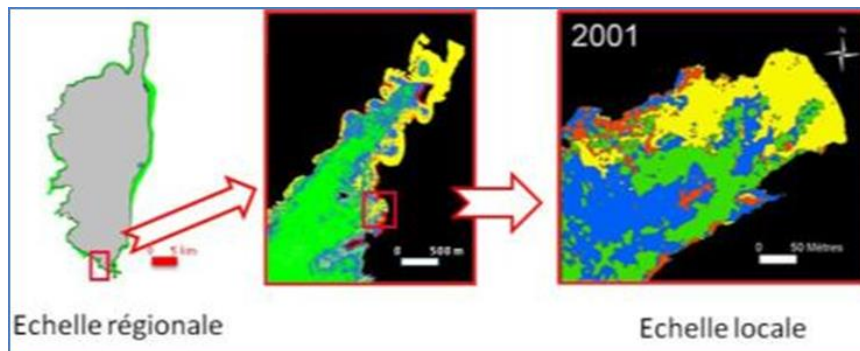


Figure 2 : Résolution d'une carte d'une étude régionale au local (de UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015).

15. Lorsque des grandes surfaces doivent être cartographiées et des investigations globales effectuées, une précision moyenne et un niveau de détail inférieur peuvent être acceptés, ce qui signifie que la répartition de l'habitat et la définition de ses limites d'extension ne sont souvent qu'indicatives. Les mesures de l'étendue totale de l'habitat peuvent être soumises à une grande variabilité. La valeur finale est influencée par les méthodes utilisées pour obtenir des cartes et par la résolution à la fois lors de l'acquisition des données et de la restitution cartographique finale. Ce type d'approche est utilisé pour des études nationales ou sous-régionales et la surface cartographiée minimale est de 25 m² (Pergent et al., 1995a). Récemment, des cartes mondiales montrant la répartition des herbiers de *Posidonia oceanica* en méditerranée ont été produites (Giakoumi et al., 2013 ; Telesca et al., 2015) (Fig. 3). Cependant, ces cartes sont encore incomplètes, les informations disponibles étant très hétérogènes en raison de la grande variabilité des efforts de cartographie et de surveillance déployés dans le bassin méditerranéen. Cela est particulièrement vrai pour les côtes Sud et Est de la méditerranée, où les données sont rares, souvent parcellaires et difficiles à trouver dans la littérature. Dans les régions pauvres en données, la disponibilité d'informations cartographiques de haute qualité sur la répartition de l'habitat benthique est pratiquement inexistante, en raison de ressources limitées. Cependant, ces cartes à faible résolution peuvent être très utiles pour une connaissance globale des zones de fond couvertes par la plante et pour déterminer où des levés doivent être effectués à l'avenir pour collecter les données manquantes. En outre, ces cartes sont importantes pour mettre en évidence des zones spécifiques soumises à une tendance décroissante, où des actions de surveillance et de gestion doivent être mises en œuvre pour inverser la tendance observée et assurer une conservation appropriée.

16. En revanche, lorsque des zones plus petites doivent être cartographiées, une précision et un niveau de résolution beaucoup plus élevés sont nécessaires et sont facilement réalisables grâce aux techniques de cartographie haute résolution disponibles à ce jour. Cependant, obtenir des cartes détaillées et chronophage et coûteux, il est donc pratiquement impossible lorsque le temps ou les ressources sont limités (Giakoumi et al., 2013). La surface minimale peut être inférieure ou égale à 1m² dans les études à l'échelle locale (Pergent et al., 1995a). Ces cartes détaillées fournissent une localisation précise de la distribution de l'habitat et une définition précise de ses limites d'extension et de l'étendue totale de l'habitat, toutes les caractéristiques nécessaires aux fins de contrôle et de surveillance futurs sur une période définie. Ces échelles à haute résolution sont également utilisées pour sélectionner des sites où les actions de surveillance doivent être concentrées. Comme le souligne les projets de l'UE, la plupart des activités de gestion de l'environnement et de planification de l'espace marin nécessitent une série de cartes de l'habitat entre ces deux extrêmes.

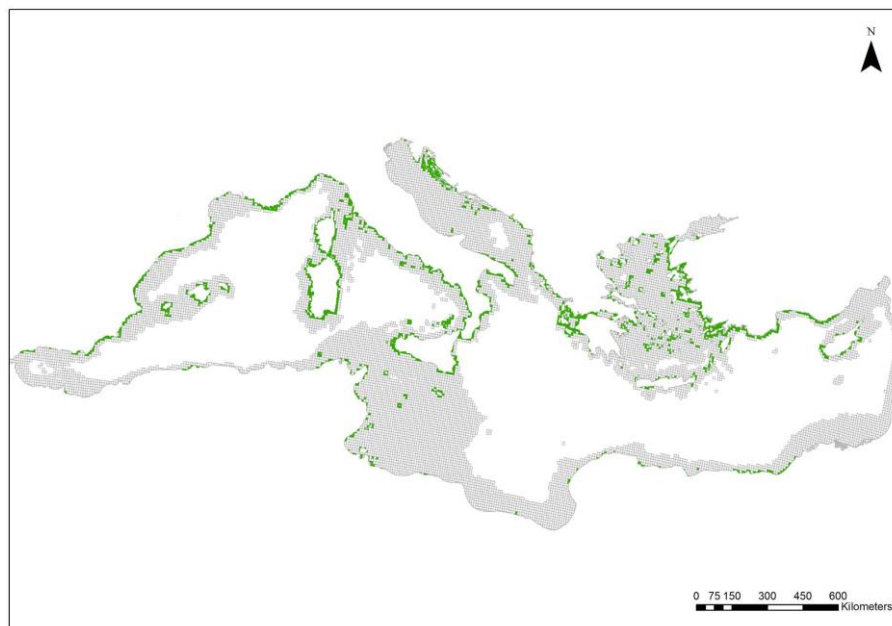


Figure 3 : Répartition des herbiers de *Posidonia oceanica* en mer méditerranée (zones vertes) (d'après Giakoumi et al., 2013).

Les méthodes

17. Des cartes de la répartition et de l'étendue des herbiers marins peuvent être obtenues en utilisant des techniques de cartographie indirecte instrumentale et/ou des levés visuels directs sur le terrain (Tab. 1). Au cours des 50 dernières années, la technologie de cartographie des habitats benthiques a beaucoup évolué et plusieurs techniques de cartographie instrumentale ont été appliquées avec succès aux herbiers marins (voir la synthèse dans Pergent et al., 1995a ; McKenzie et al., 2001 ; Dekker et al., 2006 ; Hossain et al., 2015 ; Rende et al., 2020 ; Rowan and Kalacska, 2021). Pour cartographier des herbiers peu profonds (de 0 à environ 10-15 m de profondeur, en fonction de la transparence de l'eau et des conditions météorologiques), il est possible d'utiliser des capteurs optiques (télémétrie par satellite, imagerie multi ou hyper spectrale, photographie aérienne, véhicules aériens sans pilote par exemple). Pour les herbiers situés dans des eaux plus profondes (jusqu'à 10-15 m de profondeur), les techniques acoustiques (sonar à balayage latéral, sondeur multifaisceaux, par exemple) sont recommandées. Les méthodes d'échantillonnage comprenant des préhensions à l'aveuglette, des dragues et des carottiers ou des levés visuels directs sur le terrain par des observations de plongée sous-marine (transects ou cadres carrés permanents), des véhicules télécommandés (ROV) et des enregistrements vidéo sous-marins permettent de vérifier au sol les données de télédétection, et fournir des cartes à très haute résolution des herbiers sur de petites échelles spatiales (Montefalcone et al., 2006). Cependant, toutes ces techniques prennent du temps, sont coûteuses et ne fournissent que des informations sporadiques. L'utilisation simultanée de deux méthodes ou plus permet d'optimiser les résultats sachant que les informations obtenues sont complémentaires. Quatre paramètres peuvent être cartographiés à partir des données de télédétection : présence/absence, pourcentage de couverture, espèce et biomasse. Le choix du paramètre le plus pertinent dans la littérature scientifique dépendait de la zone cartographiée, de la disponibilité des données de vérification au sol et de l'objectif spécifique de chaque étude (Topouzelis et al., 2018).

18. L'utilisation de la télédétection permet de caractériser de vastes zones côtières pour évaluer les configurations spatiales des herbiers marins, et permet simultanément de révéler des configurations temporelles en raison de la haute fréquence d'observation. La télédétection couvre diverses technologies, telles que la télémétrie par satellite, la photographie aérienne, véhicules aériens sans pilote et les systèmes acoustiques des navires. La puissance des techniques de télédétection a été mise en évidence par Mumby et al. (2004), qui ont montré qu'un temps d'acquisition en vol de 20 secondes équivaldrait

à 6 jours d'un levé sur le terrain. Cependant, toutes les techniques de cartographie indirecte sont intrinsèquement affectées par les incertitudes dues à la classification manuelle ou automatique supervisée des signatures spectrales ou acoustiques des herbiers sur les images et les sonogrammes, respectivement. Des erreurs d'interprétation des images ou des sonogrammes peuvent survenir lorsque l'observateur ne distingue pas facilement deux types d'habitat (par exemple, des herbiers peu profonds ou une zone dense de macroalgues formant une canopée). La compréhension des données de télédétection nécessite un vaste étalonnage sur le terrain et le processus de vérification au sol reste essentiel (Pergent et al., 2017). Etant donné que l'interprétation est également une tâche qui prend du temps, plusieurs techniques de traitement d'images ont été proposées afin d'automatiser rapidement l'interprétation des images et des sonogrammes et de rendre cette interprétation plus fiable (Montefalcone et al., 2013 et références y figurant ; Rowan and Kalacska, 2021). Ces méthodes permettent une bonne distinction entre les sédiments meubles et les herbiers marins, entre les herbiers marins continus et inégaux, entre un herbier dense et un autre dont la couverture de fond est limitée. L'œil humain reste cependant toujours le juge final.

19. La télémétrie par satellite est un outil précieux offrant des observations à haute résolution à l'échelle régionale à mondiale et un échantillonnage répétitif de séries chronologiques de la répartition des herbiers marins dans des eaux peu profondes. Cependant, les images satellitaires présentent certains inconvénients, tels que leur dépendance aux conditions météorologiques, le coût élevé par scène, la période de revisite et l'échelle de nombreux processus écologiques (Ventura et al., 2018). Les images Landsat ont été utilisées avec succès pour la cartographie régionale de la répartition des herbiers dans de nombreux pays méditerranéens. La couverture vaste de l'imagerie par satellite pourrait révéler des modèles à grande échelle ; Cependant, la cartographie à grande échelle des herbiers marins depuis l'espace ne permet pas d'obtenir les mêmes niveaux de précision et de détail que pour les levés visuels directs. Grâce aux technologies émergentes, telles que les émetteurs longue portée, les composants de plus en plus miniaturisés pour le positionnement et les capteurs d'imagerie améliorés, la collecte d'images par des véhicules aériens sans pilote (UAV), également appelés « drones », couplée à la photogrammétrie de la structure à partir du mouvement (SfM), offre un outil rapide et peu coûteux pour produire une ortho-mosaïque à haute résolution (Ventura et al., 2018). L'association d'une caméra numérique haute résolution et d'un sonar à balayage latéral pour l'acquisition continue de vidéos sous-marines s'est récemment révélée être une méthode non destructive et rentable pour la vérification au sol des images satellitaires des habitats des herbiers marins (Pergent et al., 2017).

20. La bathymétrie aéroportée LIDAR (ALB) ou la détection et la télémétrie de la lumière aéroportée (lazer) (LIDAR) est une technique de télédétection pour la bathymétrie avec un faisceau laser pulsé à balayage aérien (Guenther, 1985). La technique est bien adaptée à la cartographie côtière car elle fournit les données tridimensionnelles nécessaires pour créer un modèle numérique de terrain (MNT) précis avec une précision verticale de 15 cm (Irish et al., 2000). La technologie LIDAR peut mesurer des profondeurs jusqu'à trois fois les profondeurs de Secchi, correspondant à environ 60 m dans une eau très claire (Guenther et al., 2000).

21. Une fois le levé terminé, les données collectées doivent être organisées pour être utilisées à l'avenir par tous, archivées de manière appropriée et facilement consultables. L'ensemble des données obtenues peut être intégré à des données similaires provenant d'autres sources, fournissant une définition claire de toutes les métadonnées (MESH, 2008).

22. Malgré le nombre croissant d'études sur la cartographie des herbiers marins avec des instruments de télédétection, les jeux de données ne sont pas souvent disponibles sur une plate-forme digitale de système d'information géographique (SIG). En conclusion, quelques méthodes de modélisation ont été développées récemment pour estimer la répartition potentielle des herbiers marins en méditerranée. La probabilité de présence d'une espèce d'herbier dans une zone donnée a été modélisée à l'aide de : i) un modèle linéaire généralisé binomial en fonction de la bathymétrie et de la transparence de l'eau, de la matière organique dissoute, de la température de la surface de la mer et de la salinité, principalement obtenus à partir de données satellitaires (Zucchetta et al., 2016) ; ii) les caractéristiques morphodynamiques, à savoir, les vagues, le climat et la morphologie des fonds marins, permettant de prédire les limites d'herbiers de *Posidonia oceanica* côté mer et côté terre (Vacchi et al., 2012, 2014).

Tableau 1 : Synthèse relative aux principaux outils de levés utilisés pour définir l'Indicateur commun 1 : Aire de répartition et l'étendue de l'herbiers. Lorsque cela est possible la tranche bathymétrique et la surface d'utilisation, la précision, l'aire cartographiée par heure, l'intérêt principal et les limites d'utilisations sont indiquées avec les références bibliographiques correspondantes.

Outil de levé	Profondeur	Surface	Précision géométrique	Efficacité	Avantages	Limites	References
Images satellitaires	De 0 à 1-15 m	A partir de quelques km ² aux grandes surfaces (supérieures à 400 km ²)	A partir de 0.5 m	Plus de 100 km ² /heure	<ul style="list-style-type: none"> • Une couverture mondiale et à grande échelle de pratiquement toutes les zones côtières • Disponibilité d'images numériques gratuites, utilisables sans autorisation, à partir le web (ex Google Earth) • Précision géométrique élevée. 	<ul style="list-style-type: none"> • Caractérisation limitée aux eaux peu profondes • Nécessite des bonnes conditions météorologiques (absence de nuages, et de vent) • Erreurs possibles d'interprétation d'images entre habitats distincts • Erreurs possibles d'interprétation de l'image liée aux variations bathymétriques • Ne convient pas aux dynamiques côtières moyennes à petites 	Kenny et al. (2003)
Images multispectrales et/ou hyperspectrales	De 0 à -25 m avec un optimum jusqu'au 15 m	De 50 km ² jusqu'à à 5000 km ²	A partir de 1 m		<ul style="list-style-type: none"> • Très haute résolution spectrale permettant de distinguer des espèces de l'herbier • Possibilité d'acquérir des données par mauvais temps. 	<ul style="list-style-type: none"> • Procédures d'acquisition et de traitement complexes qui requièrent la présence de spécialistes. • Nécessité de valiser les observations avec des données de terrain • Difficulté d'identification en cas de peuplements très fragmentés 	Mumby and Edwards (2002); Mumby et al. (2004); Dekker et al. (2006); Gagnon et al. (2008);

Outil de levé	Profondeur	Surface	Précision géométrique	Efficacité	Avantages	Limites	Références
Photographies aériennes	De 0 à 10-15 m	Adaptée aux petites surfaces (10 km ²), mais peut être utilisée pour des surfaces supérieures à 100 km ²	A partir de 0.3 m	Plus de 10 km ² /heure	<ul style="list-style-type: none"> • Très haute résolution • Interprétation manuelle possible, directe et aisée. • Importante bibliothèque d'images qui permet l'accès à des séries chronologiques. • Bonne identification des limites entre peuplements • Etudes écologiques à petite échelle 	<ul style="list-style-type: none"> • Même limite que l'imagerie satellitaire. • Des difficultés de corrections géométriques et de fortes déformations si la verticalité n'est pas respectée ou si l'image concerne une aire très réduite (prise de vue à très faible altitude). • Autorisations pour les prises de vues difficiles à obtenir dans certains pays • Acquisition de données coûteuse 	Frederiksen et al. (2004); Kenny et al. (2003); Diaz et al. (2004)
Des images par drone (UAV)	De 0 à 10-15 m	Petites surfaces (10 km ²)	A partir de 0.1 m	Moins de 1km ² /heure	<ul style="list-style-type: none"> • Très haute résolution • Interprétation manuelle possible, directe et aisée. • Disponibilité d'approches automatisées pour la classification des données • Bonne identification des frontières entre les populations • À bas prix 	<ul style="list-style-type: none"> • Limité à la caractérisation des eaux peu profondes • Exige des autorisations pour survoler des zones spécifiques • Effets de distorsion de réfraction optique créés par la surface de l'eau 	Ventura et al. (2017, 2018); Rende et al. (2020)

Sonar latéral	Au-delà de 8 m	De grandes aux moyennes zones (50-100 km ²)	A partir de 0.1 m	0.8 à 3.5 km ² /heure	<ul style="list-style-type: none"> • Représentation réaliste des fonds marins • Bonne identification des limites entre les populations • Bonne identification entre les herbiers de différentes densités • Rapidité d'exécution. 	<ul style="list-style-type: none"> • Les petites parcelles (inférieures à 1 m²) ou les prés de faible densité ne peuvent pas être distingués • Perte de définition en bordure d'image, qui conduit à prévoir un léger recouvrement entre profils • Erreurs possibles dans l'interprétation de l'image en raison de fortes variations d'amplitude du signal (niveaux de gris) 	Paillard et al. (1993) ; Kenny et al. (2003) ; Clabaut et al. (2006)
Sondeur acoustique sondeur acoustique mono-faisceau	Au-delà de - 10 m		A partir de 0.5 m	1.5 km ² /heure	<ul style="list-style-type: none"> • Bon géo référencement • Rapidité d'exécution. 	<ul style="list-style-type: none"> • Faible discrimination entre habitats • Fiabilité plus réduite que les techniques satellitaires 	Kenny et al. (2003); Riegl and Purkis (2005)
Sondeur multifaisceaux	De -2m à 8m	De grande (50-100 km ²) au petite surface (quelques centaines de mètres carrés)	A partir de 50 cm	0.2 km ² /heure	<ul style="list-style-type: none"> • Possibilité d'obtenir une image en 3 dimensions des herbiers • Appréhender des informations de biomasse par unité de surface • Masse très importante de données 	<ul style="list-style-type: none"> • Des systèmes informatiques pour le traitement et l'archivage très performants sont nécessaires • Erreurs possibles en interprétation d'image 	Kenny et al. (2003) ; Komatsu et al. (2003)

Transect ou carré permanent (quadrats)	Tranche bathymétrique facilement accessible en plongée en scaphandre (0-40 m, selon les règles locales en matière plongée scientifique)	Des surfaces petites, d'habitude entre 25 m ² to 100 m ² pour carré permanent	A partir de 0.1 m	0.01 km ² /heure	<ul style="list-style-type: none"> • Très grande précision quant à l'identification des petites structures (touffes d'herbier) et la localisation des limites des peuplements • Possibilité d'identifier des petites structures (patches) et la localisation des limites des populations • Vérification au sol des données de télédétection • Possibilité de faire une surveillance simultanée 	<ul style="list-style-type: none"> • Temps de travail très élevé • Des petites surfaces cartographiées • Nécessité de nombreux observateurs pour couvrir de plus grandes surfaces 	Pergent et al. (1995a) ; Montefalcone et al. (2006)
Caméra vidéo	Toute la tranche bathymétrique de distribution des herbiers	Petites surfaces inférieures au 1 km ²	A partir de 0.1 m	0.2 km ² /heure	<ul style="list-style-type: none"> • Très haute résolution • Facilité d'utilisation • Possibilité d'enregistrer les images du fond et de les interpréter à posteriori. 	<ul style="list-style-type: none"> • Temps d'acquisition des données et de dépouillement très long • Erreur de positionnement lié à l'écart entre la position du bateau et la caméra lorsqu'elle est tractée. 	Kenny et al. (2003) ; Diaz et al. (2004)

Outil de levé	Profondeur	Surface	Précision géométrique	Efficacité	Avantages	Limites	Références
Télémétrie-laser	Tranche bathymétrique facilement accessible en plongée en scaphandre autonome (0-40 m,	Petites surfaces inférieures au 1km ²	Quelques centimètres	0.01 km ² /heure	<ul style="list-style-type: none"> • Localisation très précise des limites de peuplements ou de structures remarquables. • Possibilité de suivi au cours du temps 	<ul style="list-style-type: none"> • Portée limitée à 100m par rapport à la base ce qui ne permet pas de travailler sur de grandes surfaces. • Nécessité de points repérables sur le fond pour 	Descamp et al. (2005)

	selon les règles locales en matière de plongée scientifique)					<p>positionner la base si une surveillance temporelle est envisagée</p> <ul style="list-style-type: none"> • Possibilité de perturbation du signal acoustique par des variations importantes de température ou de salinité. • Appareillage nécessitant une formation spécifique 	
GIB (GPS intelligent buoy)	Tranche bathymétrique facilement accessible en plongée en scaphandre autonome (0-40 m selon les règles locales en matière de plongée scientifique)	Petites surfaces inférieures au 1 km ²			<ul style="list-style-type: none"> • Même caractéristiques que la télémétrie acoustique mais avec portée supérieure (1.5 km) 	<ul style="list-style-type: none"> • Technique relativement lourde à mettre en œuvre • Appareillage important, équipe de plongeurs et matériel afférent 	Descamp et al. (2005)

1) Données optiques

23. Les images satellitaires sont obtenues à partir de satellites en orbite autour de la terre. Les données sont obtenues en continu et il est aujourd'hui possible d'acheter des données (parfois abonnement gratuit) pouvant atteindre une très haute résolution (Tab. 2). Il est également possible de demander une programmation spécifique du satellite (programmée pour passer sur un secteur identifié avec des exigences spécifiques), mais cela nécessitera des coûts beaucoup plus élevés.

24. Les données brutes doivent subir une correction géométrique préalable pour compenser les erreurs dues aux méthodes d'obtention des images (par exemple, erreurs de parallaxe, inclinaison du satellite) avant de pouvoir être utilisées. Les images déjà géoréférencées doivent également être obtenues même si leur coût est beaucoup plus élevé que les données brutes. L'utilisation d'images satellitaires pour cartographier les herbiers marins nécessite une connaissance des logiciels d'analyse d'images satellitaires (par exemple, ENVI, ErdasGeomatica), une maîtrise de l'utilisation de l'algorithme de correction de la colonne d'eau (Lyzenga, 1978) et une maîtrise des classificateurs de télédétection à base de pixels supervisée, par exemple s OBIA (Analyse d'image par objet), algorithme de classification.

Tableau 2 : Types de satellites et précisions des capteurs utilisés pour la cartographie des herbiers marines.

Satellite	Précision	Référence
LandSat 8	30 m	Dattola et al. (2018)
Sentinel 2A - 2B	10 m	Traganos and Reinartz (2018)
PLANET	3 m	Traganos et al. (2017)
SPOT 5	2.5 m	Pasqualini et al. (2005)
IKONOS (HR)	1.0 m	Fornes et al. (2006)
QuickBird	0.7 m	Lyons et al. (2007)
Geoeyes	0.5 m	Amran (2017)

25. Compte tenu des changements du spectre lumineux en fonction de la profondeur, la télémétrie par satellite peut être utilisée pour cartographier les herbiers peu profonds (voir Tab. 1). En eaux claires, les profondeurs maximales atteintes peuvent être :

- Avec le canal bleu jusqu'à environ 20-25 m de profondeur.
- Avec le canal vert jusqu'à 15-20 m.
- Avec le canal rouge jusqu'à 5-7 m.
- Canal proche de l'infrarouge environ des dizaines de centimètres à 20 m.

26. Bien que la résolution spatiale de l'imagerie satellitaire se soit considérablement améliorée au cours de la dernière décennie, les données collectées ne sont toujours pas suffisantes pour les dynamiques côtières moyennes à petites. La résolution du satellite LandSat 8 ne permet pas de cartographier à haute résolution les herbiers. Cependant, l'image LandSat 8 OLI représente un outil valable pour estimer la présence/l'absence de larges herbiers ; de plus, LandSat propose une série d'images historiques utiles pour réaliser une étude multi-temporelle. Pour ces raisons, il a été suggéré d'envisager les satellites Sentinel 2 du programme Copernicus. Les satellites Sentinel 2 possèdent un capteur multispectral à 13 bandes (entre visible et proche infrarouge), la résolution spatiale varie entre 10, 20 et 60 m et la durée de visite du satellite dans la même zone est de 5 jours (pendant 18 jours pour LandSat). En particulier, pour la cartographie des herbiers de *Posidonia oceanica*, divers tests d'application ont démontré la bonne applicabilité de l'image Sentinel 2, à une résolution de 10 m, pour une évaluation efficace de l'étendue des herbiers (Dattola et al., 2018; Traganos and Reinartz, 2018). L'utilisation d'images Sentinel 2, à l'échelle méditerranéenne, peut permettre de mesurer l'étendue de l'habitat des herbiers de *P. oceanica* et de vérifier les éventuelles

variations dans le temps. Les images Sentinel 2 sont également utiles pour l'analyse des facteurs de pression et d'impact.

27. L'imagerie multispectrale ou hyperspectrale est basée sur des images collectées simultanément et composées de nombreuses bandes spectrales proches et contiguës (généralement 100 ou plus). Il existe une grande variété de capteurs aéroportés (à l'instar de, CASI¹ (Imageur Spectrographique Aéroporté Compact), Cartographe Thématique Aéroporté Deaedralus ; Godet et al., 2009), qui fournissent des données en temps réel ainsi que sous des conditions d'éclairage défavorables (Tab. 1). Il est possible de créer des bibliothèques avec des réponses spectrales spécifiques, de sorte que les valeurs mesurées puissent être comparées à des espèces composantes distinctes et évaluer le couvert végétal (Ciraolo et al., 2006 ; Dekker et al., 2006).

28. Les images aériennes obtenues par divers moyens (avions, drones, ULM, par exemple) peuvent avoir différentes caractéristiques techniques (altitude de prise de vue, verticalité, qualité optique, par exemple). Même si cela coûte plus cher, filmer à partir d'un avion, équipé d'un système de contrôle de l'altitude et de la verticalité et utiliser des négatifs grand format (24 x 24), permet d'obtenir des résultats de haute qualité (à savoir, une augmentation de la résolution géométrique). Par exemple, sur une photo à l'échelle 1/25000, la superficie couverte est de 5,7 km sur 5,7 km (Denis et al., 2003). Compte tenu des progrès réalisés au cours des dernières décennies en termes de prise de vue (qualité du film, filtres, objectif, etc.) et de traitement ultérieur (par exemple, numérisation, géo-référencement), les photographies aériennes représentent aujourd'hui l'une des méthodes préférées de levé pour la cartographie des herbiers marins (Mc Kenzie et al., 2001).

29. Les applications récentes des véhicules aériens sans pilote (UAV) à très haute résolution, généralement appelés «drones», ont montré une efficacité pour la cartographie et pour la détection des changements dans les petites parcelles et les caractéristiques du paysage marin des herbiers marins, à une échelle et à une résolution qui ne seraient pas possibles avec la photographie satellite ou aérienne (James et al., 2020). L'application des drones pour la cartographie et la surveillance des habitats des herbiers est limitée par les caractéristiques optiques de l'eau (par exemple, turbidité) et les conditions environnementales (par exemple, angle d'élévation solaire, couverture nuageuse, vitesse du vent) lors de l'acquisition d'images (Rende et al., 2020 et références), et se limite donc à la caractérisation des eaux peu profondes. Les images acquises par les UAV, associées à la photogrammétrie par structure, ont récemment été testées et validées pour la cartographie des limites supérieures des herbiers marins, car elles offrent un outil rentable pour produire des orthomosaïques et des cartes des habitats du manteau à très haute résolution (Ventura et al., 2018).

2) Données acoustiques

30. Le sonar fournit des images du fond marin grâce à l'émission et à la réception d'ultrasons. Parmi les principales techniques de cartographie acoustique, Kenny et al. (2003) distinguent : 1) des systèmes de faisceaux acoustiques larges tels que le sonar à balayage latéral (SSS), 2) des sondeurs à faisceau unique, 3) des systèmes bathymétriques à faisceaux étroits multiples et 4) des sondeurs à faisceaux multiples.

31. Le sonar à balayage latéral (tow-fish) (transducteur), avec son enregistreur fixe, émet des signaux acoustiques. Les images ou sonogrammes obtenus permettent de visualiser la répartition et les limites des différentes entités sur une surface comprise entre 100 et 200 m le long du sentier (Clabaut et al., 2006 ; Tab. 1). La résolution de la carte finale dépend en partie du moyen de positionnement utilisé par le navire (à savoir, la localisation radio ou le positionnement par satellite). L'existence d'un atlas de sonogramme (Clabaut et al., 2006) pourrait être utile pour interpréter les données et faire la différence parmi les habitats ou les typologies de substrat. Bien que cette méthode présente de fortes limitations dans les eaux peu profondes (Tab. 1), un système de sonar à balayage latéral capable de cartographier efficacement les herbiers marins résidant dans un mètre d'eau ou moins a récemment été développé (Greene et al., 2018).

32. L'échosondeur à faisceau unique est basé sur l'émission simultanée de deux fréquences séparées par plusieurs octaves (38 kHz et 200 kHz) pour obtenir la caractérisation du fond marin et le profil

¹ CASI: Compact Airborne Spectrographic Imager

bathymétrie. La réponse acoustique du sondeur est différente selon que l'onde sonore est réfléchiée par une zone couverte ou non de végétation.

33. L'échosondeur multifaisceaux peut fournir avec précision et rapidité : (i) des images topographiques du fond marin (bathymétrie), (ii) des images sonar représentant la réflectivité locale du fond marin en raison de sa nature (rétrodiffusion). L'instrument mesure simultanément la profondeur dans plusieurs directions, déterminées par les faisceaux récepteurs du système. Ces faisceaux sont perpendiculaire à l'axe du navire. Le fond marin peut ainsi être exploré sur une large bande (5 à 7 fois la profondeur) avec un degré de résolution élevé. On obtient également la structure 3D d'une haute résolution du fond marin (le modèle numérique d'élévation, DEM), qui permet de visualiser les herbiers et d'évaluer la biomasse (Komatsu et al., 2003). D'autres produits dérivés peuvent être des cartes de pente, d'aspect, de courbure et de rugosité du terrain. Les levés par échosondeurs à faisceaux multiples sont également limités dans les eaux très peu profondes, et en particulier à des profondeurs inférieures à 5 m où la navigation des navires peut être difficile et dangereuse et la couverture en andain est très limitée (généralement, elle est de 3 à 4 fois la profondeur du fond marin. ; Rende et al., 2020).

3) Échantillons et levés visuels

34. Les échantillons de terrain et les observations sous-marines directes fournissent des données ponctuelles discrètes (échantillonnage de points distincts régulièrement répartis dans une zone d'étude). Ils sont essentiels pour la vérification au sol des levés instrumentaux et pour la validation des informations continues (i.e. avoir une couverture complète des surfaces) obtenues par des méthodes d'interpolation à partir de données collectées sur des portions limitées de la zone d'étude ou le long du sentier. Les levés de terrain doivent être suffisamment nombreux et répartis de manière appropriée pour obtenir la précision nécessaire et également compte tenu de l'hétérogénéité des habitats. Dans le cas des herbiers de *Cymodocea nodosa*, *Posidonia oceanica*, *Zostera marina* ou *Zostera noltei*, l'échantillonnage destructeur (utilisation de dragues à godets, carottiers, chaluts, dragues) est interdit compte tenu du caractère protégé de ces espèces (UNEP/MAP, 2009) et les échantillons sous-marins directs (échantillons de pousses, par exemple) devraient être limités autant que possible. Les observations depuis la surface peuvent également être effectuées par des observateurs sur un navire en utilisant, par exemple, un bathyscope, ou sous l'eau en utilisant des techniques visuelles telles que la photographie et l'enregistrement vidéo. La vidéo-photographie joue un rôle précieux dans la recherche sur les herbiers, en tant que technique non destructive et en particulier dans les études à échelle fine et méso. L'équipement photographique et les caméras vidéo peuvent être montées sur une structure de plate-forme (traîneau) ou à l'intérieur du véhicule télécommandé (ROV). La caméra sur une plate-forme est immergée à l'arrière du navire et est remorquée par le navire qui avance très lentement (sous 1 nœud), permettant la collecte de longs transects vidéo ; au contraire, les ROV ont leur propre système de propulsion et sont télécommandés depuis la surface et permettent d'enregistrer des transects vidéo comparativement plus courts. Le développement récent de la photogrammétrie sous-marine et du mosaïquage de photos 2D (c'est-à-dire la fusion de plusieurs images de la même scène en une seule mosaïque d'images composite plus grande en alignant et en assemblant des photographies) a fourni une méthodologie de mise à l'échelle ultrafine pour la micro-chartographie et pour la surveillance à court terme pour évaluer la régression / progression actuelle des prairies individuelles, comme l'utilisation de carrés permanents ou pour surveiller les limites des prairies (Rende et al., 2015). Pour acquérir des images qui se chevauchent, assurant environ 75% de couverture partagée entre deux photos consécutives, le navire doit maintenir une vitesse d'environ 1 nœud / h.

35. L'utilisation de caméras vidéo remorquées (ou ROV) lors des levés permet de voir les images à l'écran en temps réel, d'identifier les caractéristiques spécifiques de l'habitat et d'évaluer tout changement de l'habitat ou de tout autre élément caractéristique du fond marin, et ce levé vidéo préliminaire peut également être utile pour localiser les stations d'échantillonnage. Les images enregistrées sont ensuite examinées pour obtenir une restitution cartographique sur une plate-forme SIG pour chacune des zones examinées. Pour faciliter et améliorer les résultats obtenus avec la caméra, des modules d'acquisition communs intégrant la profondeur, les images du fond marin et le positionnement géographique ont été développés (PNUE / PAM-CAR/ASP, 2015).

36. Les observations sous-marines directes in situ, effectuées en plongée sous-marine constituent la technique de levé la plus fiable, bien que chronophage. Les levés peuvent être effectués le long de lignes (transects) ou sur de petites surfaces (cadres carrés permanents, c'est-à-dire des quadrats) positionnées sur le fond de la mer et situées de manière à suivre les limites de l'habitat. Le transect est constitué de lignes marquées entourées d'une nervure et posées sur le bas à partir de points fixes et dans une direction précise, généralement perpendiculaire ou parallèle par rapport au littoral (Bianchi et al., 2004). Toute modification de l'habitat et de la typologie du substrat, dans une ceinture des deux côtés de la ligne (compte tenu d'une surface d'environ 1 à 2 m par côté), est enregistrée sur les ardoises sous-marines (figure 4). Les informations enregistrées permettent une cartographie précise et détaillée du secteur étudié (Tab. 1).

37. Marquer les limites d'un herbier permet également d'obtenir une carte de répartition. La télémétrie laser est une technique de valeur pour les levés cartographiques très précis sur de petites surfaces (Descamp et al., 2005). Le système GIB (GPS Intelligent Buoys) se compose de 4 bouées de surface équipées de récepteurs différentiel GPS et d'hydrophones immergés. Chacun des hydrophones reçoit les impulsions acoustiques émises périodiquement par un pinger, synchronisé installé à bord de la plateforme sous-marine et enregistre leurs heures d'arrivée. Connaissant le moment d'émission de ces signaux et la vitesse de propagation du son dans l'eau, les distances entre le pinger et les 4 bouées sont calculées directement. Les bouées communiquent par radio avec une station centrale (généralement située à bord d'un navire d'assistance) où la position de la cible sous-marine est calculée et affichée. La profondeur est également indiquée par le capteur de pression (Alcocer et al., 2006). Pour optimiser les opérations de cartographie des herbiers, le pinger peut également être fixé sur un scooter sous-marin conduit par un plongeur. La distance maximale du pinger par rapport au centre du polygone formé par les 4 bouées peut être d'env. 1500 m (PNUE/PAM-CAR/ASP, 2015).

38. Une surveillance en plongée libre avec un GPS différentiel peut également être envisagée pour localiser les limites supérieures des herbiers. Le plongeur suit précisément les contours des limites et le DGPS enregistre en permanence la position géographique du plongeur. Les données de cartographie sont intégrées sur une plate-forme SIG selon la route suivie. La vitesse d'acquisition est de 2-3 km/heure ; la précision du capteur peut être inférieure à la métrique (PNUE/PAM-CAR/ASP, 2015). Observations sous-marines directes in situ par plongée sous-marine le long d'un transect en profondeur perpendiculaire au littoral (© Monica Montefalcone).

L'interprétation des données

39. Les projets de l'UE récents sur la cartographie des habitats (MESH, 2007; Vasquez et al., 2021a, b) ont identifié quatre étapes essentielles pour la production d'une carte de l'habitat :

- Traitement, analyse et classification des données biologiques, par le biais d'un processus d'interprétation d'images acoustiques et optiques, le cas échéant
- Sélection des couches physiques les plus appropriées (par exemple, substrat, bathymétrie, hydrodynamique)
- Intégration des données biologiques et des couches physiques, et utilisation de la modélisation statistique pour prévoir la distribution des herbiers et interpoler les informations
- La carte produite doit ensuite être évaluée pour sa précision, c'est-à-dire sa capacité à représenter la réalité, et sa fiabilité.

40. Au cours de la phase de traitement, d'analyse et de classification, les pixels de l'image (obtenus à partir de méthodes optiques et acoustiques) reçoivent une étiquette thématique comme appartenant à des groupes qui ont été définis par l'utilisateur ou générés par des modèles d'algorithmes pour automatiser le processus de classification (Rowan et Kalacska, 2021). L'analyse d'image basée sur les objets (OBIA) diffère des méthodes de classification traditionnelles basées sur les pixels (classificateurs de vraisemblance maximale) parce que ces dernières techniques regroupent des pixels voisins similaires en objets d'image distincts dans les paramètres désignés. Un flux de travail OBIA typique implique d'une part une segmentation d'image (séquence de processus qui sont exécutés dans un ordre défini comprenant des paramètres de segmentation qui créent des objets significatifs composés de plusieurs pixels voisins

partageant des valeurs spectrales similaires) et d'autre part la classification des données segmentées via un algorithme de segmentation multi-résolution qui génère des objets avec des informations similaires en utilisant uniquement les caractéristiques les plus importantes identifiées (Rende et al., 2020). La méthodologie OBIA permet de classer également les classes de couverture sous-marine de manière rapide, précise et rentable, et représente à ce jour un outil efficace pour obtenir des cartes thématiques robustes des communautés benthiques. Une approche de classification automatique peut également être appliquée à la photogrammétrie sous-marine (Marre et al., 2020). Les images doivent être géoréférencées et avant d'effectuer le traitement 3D, une technique d'amélioration de l'image doit être effectuée pour minimiser l'effet de la colonne d'eau sur les images sous-marines. Après l'étape d'amélioration de l'image, une reconstruction 3D Structure-from-Motion (SfM) est réalisée à l'aide de tout logiciel commercial disponible (Rende et al., 2020). Enfin, un algorithme MVS (Multiview Stereo) peut être utilisé pour produire un nuage de points 3D dense à partir de l'orientation intrinsèque raffinée et de l'orientation extérieure de la caméra référencée au sol. Pour étiqueter et classer les habitats benthiques sur les cartes résultantes, un système de classification normalisé doit être utilisé pour assurer l'uniformité et la lisibilité des cartes.

41. Les deux listes actualisée récemment des types d'habitats marins benthiques devraient être consultées, qui sont : 1) le Système européen d'information sur la nature (EUNIS) proposé pour les mers européennes (disponible sur <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/eunis-habitat-classification> ; Evans et al., 2016); et 2) la classification de la Convention de Barcelone des types d'habitats benthiques marins adoptée pour la région méditerranéenne disponible sur https://www.rac-spa.org/sites/default/files/doc_fsd/habitats_list_en.pdf ; SPA/RAC-UN Environnement/MAP, 2019a, b; Montefalcone et al., 2021). Comme les herbiers marins sont souvent petite, ils ne peuvent être identifiés que par une cartographie de précision élevée (métrique). La liste actualisée identifie les habitats spécifiques des « herbiers marins » également énumérés dans l'annexe de la directive Habitats (directive 92/43/CEE), et qui doivent être pris en compte dans le cadre des programmes NATURA 2000. La première description originale de types d'habitats pour la Méditerranée ont été révisés en 2015 (UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015b), mais un manuel d'interprétation récemment actualisé de tous les types d'habitats de référence actualisé pour la région méditerranéenne est en cours d'élaboration, qui fournit également les critères pour leur identification. Les habitats dominés par les espèces d'herbiers listés dans le system actualisé de classification de la Convention de Barcelone sont les suivants (SPA/RAC-UN Environment/MAP, 2019a, b) :

LITTORALE

MA3.5 Sédiment grossier littorale

MA3.52 Sédiment grossier médiolittorale

MA3.521 Association avec des angiospermes marines

MA3.522 Association avec *Halophila stipulacea*

MA4.5 Sédiment mixte littorale

MA4.52 Sédiment mixte médiolittorale

MA4.521 Association avec des angiospermes marines

MA4.522 Association avec *Halophila stipulacea*

MA5.5 Sable littorale

MA5.52 Sables médiolittorale

MA5.521 Association avec des angiospermes marins

MA5.522 Association avec *Halophila stipulacea*

MA6.5 Vase littorale

MA6.52 Vase médiolittorale

MA6.52a Habitats des eaux de transition (Lagunes et estuaires)

MA6.521a Association avec les halophytes ou angiospermes marines

INFRALITTORALE

MB1.5 Roche infralittorale

MB1.54 Habitats d'eaux de transition (lagunes et estuaires)

MB1.541 Association avec les angiospermes marine ou les halophytes

MB2.5 Récifs biogéniques infralittoraux

MB2.54 Herbiers de *Posidonia oceanica*

MB2.541 Herbier sur roche de *Posidonia oceanica*

MB2.542 Herbier sur matte de *Posidonia oceanica*

MB2.543 Herbier sur sable, sédiment grossier ou mixtes de *Posidonia oceanica*

MB2.544 Matte morte de *Posidonia oceanica*

MB2.545 Monuments naturels/Ecomorphoses de *Posidonia oceanica* (ex. récif barrière, barrières, herbier dépouillé, atolls)

MB2.546 Association à *Posidonia oceanica* avec *Cymodocea nodosa* ou *Caulerpa spp.*

MB2.547 Association de la matte morte à *Cymodocea nodosa* ou *Caulerpa spp.* avec Matte morte de *Posidonia oceanica*

MB5.5 Sables infralittoraux

MB5.52 Sables fins bien calibrés

MB5.521 Association avec des angiospermes marines autochtones de Méditerranée

MA5.522 Association à *Halophila stipulacea*

MB5.53 Sable vaseux superficiels de mode calme

MB5.531 Association avec des angiospermes marines autochtones de Méditerranée

MA5.532 Association à *Halophila stipulacea*

MB5.54 Habitats d'eaux de transition (lagunes et estuaires)

MB5.541 Association avec les angiospermes marines ou autres halophytes

MB6.5 Vases infralittorales

MB6.51 Habitats d'eaux de transition (lagunes et estuaires)

MB6.511 Association avec les angiospermes marines ou autres halophytes

42. La sélection des couches physiques peut apparaître sur les cartes et être utilisée pour suivre une analyse statistique prédictive peut être une approche intéressante dans un cadre général de cartographie des habitats marins, afin de réduire le temps de traitement, mais elle s'avère peu utilisable pour les herbiers de Méditerranée, comme seuls quelques paramètres physiques classiques (e.g. type de substrat, profondeur, salinité) peuvent réellement être discriminant pour prévoir la distribution des espèces (Fig.5).

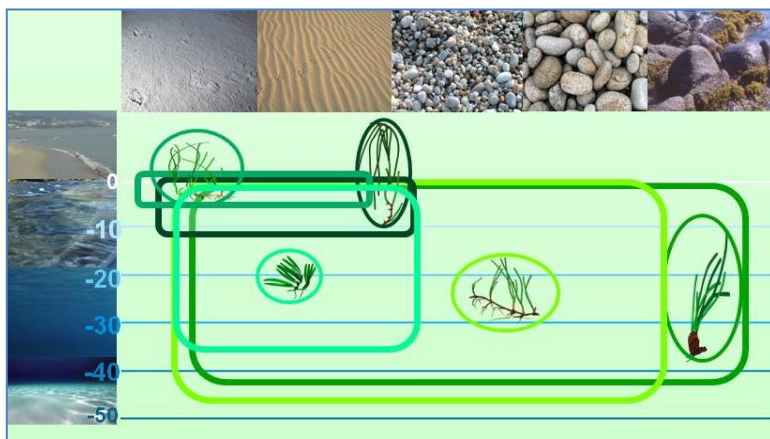


Figure 5 : Distribution des espèces des herbiers marins en fonction de la nature du substrat et de la profondeur en Méditerranée (à partir de UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015a).

43. L'étape de l'intégration des données et de la modélisation sera différente selon les outils de levé et la stratégie d'acquisition utilisés. En raison de leur rapidité d'acquisition, les techniques aériennes permettent généralement de couvrir des zones infralittorales complètement côtières et peu profondes, ce qui réduit considérablement l'interpolation des données. Au contraire, les visites des navires sont souvent limitées en raison du temps et des coûts, et ne permettent que rarement d'obtenir une couverture complète de la zone. Une couverture inférieure à 100% signifie automatiquement qu'il est impossible d'obtenir des cartes à haute résolution et que, par conséquent, des procédures d'interpolation sont nécessaires pour obtenir des cartes à faible résolution (MESH, 2007 ; Fig. 6). L'interpolation spatiale est une procédure statistique permettant d'estimer les valeurs de données sur des sites non échantillonnés entre les lieux de collecte de données. L'élaboration de la carte de répartition finale des herbiers sur une plate-forme SIG permet d'utiliser différents outils d'interpolation spatiale et algorithmes (par exemple, Inverse Distance Weighted, Kriging) fournis par le logiciel. Même si cela est rarement mentionné, il est important de fournir des informations sur le nombre et le pourcentage de données acquises sur le terrain et le pourcentage d'interpolations exécutées.

Une stratégie de levé « chevauchant » combinant une couverture partielle d'une grande surface et une couverture plus détaillée de petites zones présentant un intérêt particulier pourrait constituer un compromis intéressant. Parfois, il peut suffire de ne disposer que d'une carte précise et détaillée des limites (haute et basse limites) de l'herbier. La description entre ces deux limites peut être réduite à des levés de terrain occasionnels laissant l'interpolation jouer son rôle (Pasqualini et al., 1998).

44. Le traitement et l'analyse numérique des données (optiques ou acoustiques) sur un SIG permettent de créer des graphiques où chaque tonalité de gris est associée à une texture spécifique représentant un type de population/habitat, également à partir d'observations in situ et échantillonnage pour la vérification au sol. Une carte finale est ainsi créée où il est possible d'identifier le substrat nu, les substrats durs et les herbiers. Un traitement spécifique (analyse de la rugosité, filtrage et seuillage, par exemple) permet d'accéder à des informations supplémentaires, telles que la couverture d'herbiers ou la présence de signes anthropiques (Pasqualini et al., 1999).

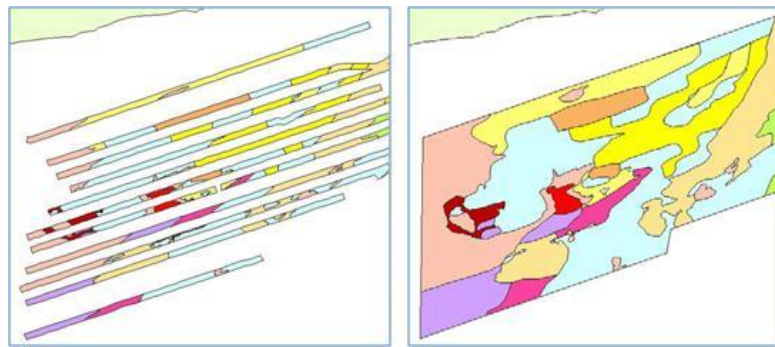


Figure 6 : Exemple de levé à couverture partielle (à gauche) et de carte produite par interpolation (à droite). Le territoire faisant l'objet du levé a une largeur d'environ 20 km (de UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015).

45. Pour faciliter la comparaison entre les cartes, il convient d'utiliser des symboles et des couleurs standardisées pour la représentation graphique des principaux assemblages d'herbiers marins (Meinesz et Laurent, 1978 ; Fig. 7). Selon la classification récemment mise à jour des types d'habitats benthiques marins pour la région méditerranéenne adoptée par les Parties contractantes de la Convention de Barcelone (disponible sur https://www.rac-spa.org/sites/default/files/doc_fsd/habitats_list_en.pdf ; SPA/RAC-UN Environment / MAP, 2019a, b; Montefalcone et al., 2021), tous les habitats dominés par les herbiers marins peuvent être représentés sur des cartes à l'aide de symboles et/ou de couleurs spécifiques qui peuvent être étiquetés dans la légende en utilisant leur codes (par exemple, code MB2.54: Prairie de *Posidonia oceanica*; code MB5.531: Association avec des angiospermes marins indigènes sur sable fin dans des eaux abritées). Lorsque les détails cartographiques sont suffisants, il est également possible de représenter les herbiers discontinus caractérisés par un couvert inférieur à 50% ou les deux espèces principales qui constituent un herbier mixte (la couleur des plaques permet l'identification des espèces concernées). Pour représenter certaines formes typiques d'herbier de *Posidonia oceanica* (par exemple, striés, atolls), aucun symbole spécifique n'est disponible, ces formes (respectivement des bandes et des structures circulaires) étant facilement identifiables sur la carte.

46. Les cartes qui en résultent permettent de définir l'aire de répartition de l'habitat des herbiers marins et son étendue totale (exprimée en mètres carrés ou en hectares). Ces cartes peuvent également être comparées aux données historiques disponibles issues de la littérature pour évaluer les changements survenus dans les herbiers au cours d'une période donnée (Mc Kenzie et al., 2001). En utilisant les méthodes de vecteur de superposition sur les SIG, une analyse diachronique peut être effectuée, où les changements temporels sont mesurés en termes de pourcentage de gain ou de perte dans l'extension de l'herbier, par la création de cartes de concordance et de discordance (Barsanti et al., 2007).

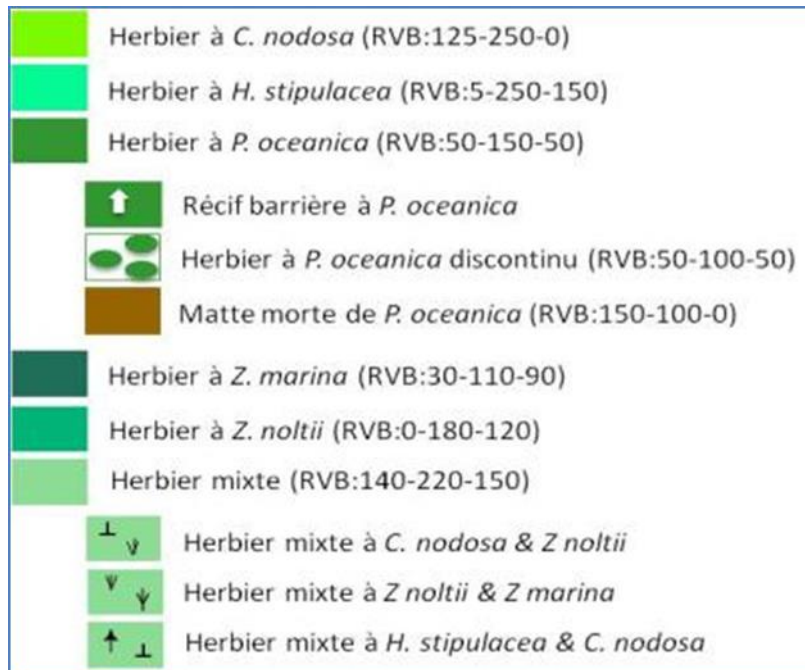


Figure 7 : Exemples de symboles et couleurs utilisés pour la représentation graphique des principales formations à herbiers marins. RVB : valeurs en rouge, vert et bleu pour chaque type d'herbier (de UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015a).

47. La fiabilité de la carte produite doit également être évaluée. Plusieurs échelles d'évaluation de la fiabilité ont déjà été proposées et pourraient être utiles pour les herbiers. Pasqualini (1997) propose une échelle de fiabilité pour le traitement des images de photos aériennes, qui peut également être appliquée aux images satellites, ou une autre échelle pour le traitement des sonogrammes (UNEP/MAP- CAR/ASP, 2015a). Une fiabilité inférieure ou égale à 50% signifie que l'auteur doit essayer d'améliorer la fiabilité des données (par exemple, augmenter le nombre de segments lors du traitement de l'image) ou peut-être que l'échelle de restitution doit être adaptée.

48. Denis et al. (2003) proposent un indice de fiabilité pour les données cartographiques basé sur l'échelle de la carte (échelle de 5), le système de positionnement (échelle de 5) et la méthode d'acquisition (échelle de 10) (UNEP/MAP- CAR/ASP, 2015). L'indice de fiabilité varie de 0 à 20 et peut varier d'un point à l'autre de la carte, en fonction de la bathymétrie et de la technique utilisée pour la surveillance.

49. Leriche et al. (2001) propose un indice de fiabilité évalué entre 0 et 50, qui pondère trois paramètres : (i) l'échelle initiale de la carte (carte source) et l'échelle de travail (carte cible), (ii) la méthode d'acquisition des données (par exemple : dragues, préhenseurs, photographie aérienne, sonar latéral, plongée sous-marine), et (iii) la méthode de géoréférencement des données.

b) INDICATEUR COMMUN 2 : Etat des espèces et des communautés typiques de l'habitat

Approche

50. Les herbiers marins sont utilisés comme indicateurs biologiques de la qualité de l'eau conformément à la Directive-Cadre Européenne sur l'Eau (DCE, 2000/60/CE) et comme indicateurs de la qualité de l'environnement (à savoir, l'état de l'habitat) selon la Directive Cadre : Stratégie pour le milieu marin (DCSMM, 2008/56/CE) et l'IC2 de l'IMAP et liée à l'OE1 « biodiversité ». L'IC2 vise à fournir des informations sur l'état (c'est-à-dire l'état écologique) des herbiers marins.

51. La surveillance de l'état écologique des herbiers marins est aujourd'hui obligatoire et est même une obligation pour de nombreux pays méditerranéens puisque :

- Quatre espèces sur cinq présentes en Méditerranée (*Cymodocea nodosa*, *Posidonia oceanica*, *Zostera marina* et *Z. noltei*) sont énumérées à l'annexe II (liste des espèces en voie de disparition ou menacées) du Protocole relatif aux aires spécialement protégées et à la diversité biologique (Protocole ASP/DB, Décision de la 16e réunion ordinaire des Parties contractantes, Marrakech, 3-5 novembre 2009 ; UNEP/MAP, 2009)
- Trois espèces (*C. nodosa*, *P. oceanica* et *Z. marina*) sont énumérées à l'annexe 1 (espèces de flore strictement protégées) de la Convention de Berne concernant la région géographique méditerranéenne.
- Les herbiers marins constituent des habitats naturels prioritaires en vertu de la Directive Européenne n° 92/43 (CEE, 1992).

52. Cette « reconnaissance » réglementaire signifie également que des mesures de gestion et des pratiques de conservation efficaces sont nécessaires pour garantir que ces habitats prioritaires, leurs espèces constitutives et leurs communautés associées soient et demeurent dans un état écologique satisfaisant. Le bon état de santé des herbiers reflètera alors le bon état environnemental recherché par les Parties Contractantes à la Convention de Barcelone dans le cadre de l'Approche Ecosystémique (EcAp) et de la Directive-Cadre sur la stratégie pour le milieu marin (MSFD).

53. Une procédure définie et normalisée de suivi de l'état des herbiers marins, comparable à celle fournie pour leur cartographie, devrait suivre ces trois étapes principales :

1. Planification initiale.
2. Mise en place du système de surveillance.
3. Suivi dans le temps et analyse.

54. La planification initiale est nécessaire pour définir le ou les objectifs, déterminer la durée, identifier les sites à surveiller, choisir les descripteurs à évaluer avec leurs modalités d'acquisition (la stratégie d'échantillonnage) et évaluer les ressources humaines, techniques et financières garantissant la mise en œuvre et la durabilité. Cette phase initiale est donc très importante.

55. La phase d'installation est la phase opérationnelle concrète, au cours de laquelle le programme de surveillance est établi (par exemple, le positionnement de marqueurs fixes) et réalisé. Cette phase peut s'avérer la plus coûteuse, y compris les coûts liés à la sortie en mer pendant les activités sur le terrain, au matériel d'échantillonnage et aux ressources humaines, en particulier dans des conditions météorologiques difficiles. Les activités sur le terrain doivent donc être planifiées pendant une saison favorable, notamment parce que certains des paramètres choisis pour le suivi doivent être collectés au cours de la même période en raison de la saisonnalité de la croissance des herbiers. Cette phase peut être assez longue, surtout si de nombreux sites doivent être surveillés.

56. La surveillance dans le temps et la phase d'analyse des données semblent être faciles, l'acquisition des données constituant une opération courante, sans difficultés majeures si les deux phases précédentes ont été correctement exécutées. L'analyse des données nécessite des compétences scientifiques éprouvées. La durée de la surveillance, pour être utile, doit être au moins à moyen terme. Cette phase constitue souvent l'élément clé du système de surveillance dans la mesure où elle permet de :

- Interpréter les données acquises.
- Démontrer sa validité et son intérêt.
- Vérifier que les objectifs de surveillance ont été atteints.

57. La surveillance des herbiers marins est liée avec les objectifs de la conservation ainsi que leur utilisation en tant que des indicateurs écologiques de la qualité du milieu marin. Les principaux objectifs de la surveillance des herbiers sont généralement :

- Préserver et conserver le patrimoine des habitats marins prioritaires, dans le but de garantir un état écologique satisfaisant des herbiers marins (BEE) et d'identifier aussitôt que possible toute dégradation de ces habitats prioritaires ou toute modification de leur aire de répartition et de leur étendue. L'évaluation de l'état écologique des herbiers permet de mesurer l'efficacité des politiques locales ou régionales de l'environnement en matière de gestion de l'environnement côtier.
- Construire et mettre en œuvre un système régional de surveillance intégrée de la qualité de l'environnement, comme exigé par l'IMAP lors de la mise en œuvre de l'EcAp dans le cadre du Plan d'Action pour la Méditerranée (MAP). L'IMAP a pour objectif principal de recueillir des données quantitatives fiables et actualisées sur l'état de l'environnement marin et côtier en Méditerranée.
- Évaluer les effets de toute activité côtière et de construction susceptible d'avoir une incidence sur les herbiers marins lors des procédures d'évaluation de l'impact sur l'environnement (EIA). Ce type particulier de suivi vise à établir l'état de l'habitat au moment «zéro» (i.e. avant le début des activités), puis l'état de santé des herbiers est surveillé pendant et à la fin de la phase de développement, pour vérifier les impacts potentiels sur l'environnement évalué comme des changements dans l'état de santé des herbiers. La procédure d'EIA n'est pas conçue comme une activité de surveillance typique, bien qu'elle fournisse l'état du système à l'instant «zéro», ce qui peut être très utile dans la série chronologique obtenue au cours d'un programme de surveillance. Malheureusement, la plupart des études d'EIA sont qualitatives et sont souvent réalisées par des consultants en environnement sans personnel spécialisé, en utilisant des directives non spécifiques et sans suivre aucune procédure normalisée, ce qui empêche leur utilisation dans des programmes de surveillance efficaces..

58. Les objectifs d'un système de surveillance influenceront les choix dans les étapes suivantes (par exemple, durée, sites à surveiller, descripteurs, méthodes d'échantillonnage ; Tab. 3). En général, et quel que soit l'objectif préconisé, il est judicieux de se focaliser au départ sur un petit nombre de sites facilement accessibles et pouvant faire l'objet d'un suivi régulier après de courts intervalles (Pergent et Pergent-Martini, 1995 ; Boudouresque et autres auteurs, 2000). Les sites choisis doivent : i) être représentatifs de la partie de la zone côtière étudiée (par exemple, la nature du substrat), ii) couvrir la plupart des situations environnementales possibles, et iii) comprendre des zones sensibles, des zones stables ou des zones de référence. Ensuite, avec l'expérience acquise par les géomètres et les moyens (fonds) disponibles, ce réseau pourrait être étendu à un plus grand nombre de sites.

59. Pour assurer la durabilité du système de surveillance, il convient de prendre en compte les observations finales suivantes :

- Identifier les partenaires, les compétences et les moyens disponibles.
- Planifier les modalités de partenariat (qui fait quoi? Quand? Et comment?).
- Assurer la formation des parties prenantes afin qu'elles puissent mettre en place des procédures standardisées garantissant la validité des résultats et permettant des comparaisons sur un site donné et entre les sites.
- Désigner un coordinateur régional ou national en fonction du nombre de sites concernés par le suivi et de leur répartition géographique

- Évaluer le budget minimum nécessaire à l'exploitation du réseau de surveillance (coûts d'opérateurs permanents, contrats temporaires, équipement, acquisition de données, traitement et analyse, par exemple).

Tableau 3 : Critères de la surveillance en fonction des objectifs.

Objectif de la surveillance	Sites à surveiller	Paramètres	Durée de la surveillance et intervalle
Conservation patrimoniale	Sites peu soumis aux perturbations anthropiques ou sites de référence (e.g. Aires marines protégées, Sites d'intérêt communautaire), pour renseigner sur l'évolution naturelle du milieu	<ul style="list-style-type: none"> • Limites supérieurs et inférieurs d'extension et profondeurs de l'herbier. • Paramètres de l'état de santé de l'herbier (e.g. recouvrement, densité, morcellement) 	<ul style="list-style-type: none"> • Moyen à long terme (minimum 10 ans). • Acquisition des données au moins annuellement pour les espèces non persistantes voire tous les 2 à 3 ans pour les espèces pérennes
Surveillance de la qualité du milieu	Identifier les pressions anthropiques susceptibles d'affecter la qualité du milieu et initier la surveillance dans au moins deux sites, un site de référence et un site soumis aux pressions anthropiques les plus représentatives du littoral étudié	<ul style="list-style-type: none"> • Paramètres physiques de l'herbier à même de renseigner sur la qualité du milieu (e.g : turbidité de l'eau ; enrichissement en nutriments : teneur en Azote des feuilles et des rhizomes; contamination chimique : teneur en métaux-traces de la plante) • Descripteurs de l'état de santé de l'herbier (Ex. couverture, densité des pousses, profondeur limite inférieure) 	<ul style="list-style-type: none"> • Moyen-terme (5 à 8 ans) • L'acquisition des données est variable en fonction de l'espèce considérée (chaque 1 à 3 ans)
L'évaluation de l'impact environnemental (EIA)	Suivi à faire au moins au niveau du site soumis à aménagement La sélection de 2 sites de référence / témoins peut également être utile pour la comparaison.	<ul style="list-style-type: none"> • Paramètres spécifiques à définir en fonction des effets probables des activités humaines sur l'herbier 	<ul style="list-style-type: none"> • Court terme (généralement 1 à 2 ans). • Initié avant les travaux (état « zéro »), il peut être poursuivi pendant, ou juste après ceux-ci, un contrôle devant être effectué un an après la fin des travaux.

Les méthodes

60. Les descripteurs fournissent essentiellement des informations sur l'état de santé d'un herbier. Un grand nombre de descripteurs ont été proposés pour évaluer l'état écologique des herbiers marins (par exemple, Pergent-Martini et al., 2005 ; Foden et Brazier, 2007 ; Montefalcone, 2009 ; Orfanidis et al., 2010). Certains des descripteurs les plus courants (Tab. 4) utilisent une méthode d'échantillonnage standardisée, en particulier pour *P. oceanica* (Pergent-Martini et al., 2005), mais il existe encore de

nombreuses disparités entre les méthodes d'acquisition de données malgré les efforts visant à proposer une approche commune. (Short et Coles, 2001 ; Buia et al., 2004 ; Lopez y Royo et al., 2010a). Quelques références bibliographiques sont fournies pour chacun des descripteurs énumérés dans le tableau 4, où l'on peut trouver des descriptions détaillées des outils et des méthodologies d'échantillonnage.

61. De nombreux descripteurs disponibles pour la surveillance de l'habitat des herbiers marins (voir le tableau 4) fonctionnent à des différents niveaux de complexité écologique (Montefalcone, 2009), qui sont du plus haut au plus bas: le paysage marin (c'est-à-dire l'ensemble de l'habitat), l'écosystème, la communauté associée (par exemple, les épiphytes foliaires), la population (à savoir, l'herbier), l'espèce (c'est-à-dire la plante), le niveau cellulaire ou physiologique/biochimique. À chaque niveau écologique, un pool de différents descripteurs et indices peut être sélectionné. Le choix du descripteur/indice le plus approprié doit être effectué en tenant compte de la spécificité du programme de surveillance et de ses objectifs, des moyens (également des fonds) disponibles et de la durée des activités. Le meilleur choix serait de combiner deux ou plusieurs descripteurs/indices pour capturer les différentes réponses du système aux conditions environnementales et pour définir avec précision l'état de santé des herbiers marins (Oprandi et al., 2019).. Certains indices écologiques (voir section suivante) fonctionnant sur les plus hauts niveaux écologiques ont été développés récemment. Au niveau du paysage marin, il y a par exemple l'indice de conservation (Moreno et al., 2001) ; indice de substitution et l'indice de , Montefalcone et al., 2007 ; PI, Montefalcone et al., 2007) ou au niveau écosystémique (EBQI ; Personnic et al., 2014). Certains indices écologiques récents intègrent différents niveaux écologiques (par exemple, PREI, Gobert et al., 2009 ; POMI, Romero et al., 2007).

62. Les descripteurs listés dans le Tableau 4 peuvent être obtenus en utilisant différentes méthodologies et approches d'échantillonnage : i) sur des cartes résultant de levés par télédétection ou d'inspections visuelles (par exemple, l'étendue de l'herbier et la profondeur des limites) ; ii) observation in situ et mesure par plongée sous-marine (par exemple, type de limite inférieure, couverture et découverte de rhizome et la densité des pousses) ; iii) échantillonnage direct de plantes (par exemple, descripteurs phénologiques). Toutes les méthodes nécessitant l'échantillonnage direct des plantes pour des analyses ultérieures en laboratoire sont destructives et l'impact de la procédure d'échantillonnage doit donc être pris en compte lors de la phase de planification initiale (Buia et al., 2004). Les procédures non destructives doivent toujours être préférées, en particulier dans le cas d'espèces protégées (par exemple, *Posidonia oceanica*) et lorsque la surveillance est effectuée dans les AMP. Cependant, lorsque l'objectif de surveillance est l'évaluation de la qualité de l'environnement, des descripteurs capables de relier l'influence des pressions à l'état de santé des plantes sont nécessaires, ce qui nécessite généralement la collecte de pousses (par exemple, des descripteurs travaillant au niveau physiologique/biochimique). Une surveillance efficace devrait être effectuée à intervalles réguliers sur une période donnée, même si cela peut signifier une réduction du nombre de sites et du nombre de descripteurs surveillés. Le nombre de descripteurs adoptés devrait être suffisant pour éviter les erreurs d'interprétation, mais suffisamment réduit pour assurer un suivi permanent. L'application simultanée de divers descripteurs travaillant à différents niveaux de complexité écologique est le meilleur choix pour comprendre la plupart des réponses possibles du système aux modifications de l'environnement (Montefalcone, 2009 ; Oprandi et al., 2019). La nature des descripteurs est moins importante que la reproductibilité, la fiabilité et la précision de la méthode d'acquisition.

63. L'observation in situ et les échantillons doivent être réalisés sur des superficies définies et éventuellement normalisées, et le nombre de répétitions doit être suffisant pour le descripteur concerné et suffisamment élevé pour capturer l'hétérogénéité de l'habitat. Les analyses au niveau des espèces (la plante), physiologique/biochimique ou cellulaire, et la plupart des analyses au niveau communautaire (i.e. organismes associés des feuilles et des rhizomes) nécessitent une collecte de pousses. Pour *Posidonia oceanica*, le nombre moyen de pousses échantillonnées varie entre un minimum de 9 et un maximum de 18-21 pousses collectées à chaque station d'échantillonnage (Pergent-Martini et al., 2005). À chaque station, un nombre égal de pousses doit être collecté dans trois zones distinctes de plusieurs dizaines de mètres (par exemple, 3 à 6 pousses par zone, pour un total de 9 à 18 pousses par station). Parmi tous les descripteurs énumérés dans le tableau 4, la densité des pousses est le descripteur le plus adopté, normalisé et non destructif dans les programmes de surveillance de *P. oceanica* (Pergent-Martini et al., 2005) (Fig.8), car elle fournit des informations sur la vitalité et la dynamique de la prairie et se sont avérées efficaces pour

révéler les altérations environnementales (Montefalcone, 2009). Le paysage marin des prés est souvent irrégulier (à grande échelle spatiale), mais la répartition des prairies au sein des parcelles (échelles spatiales moyennes à petites) peut également être très hétérogène (Bacci et al., 2015). La taille du quadrat et les critères utilisés pour le placer au hasard sur le fond sont cruciaux pour normaliser la méthode de mesure de la densité des pousses. Pour mesurer la densité des pousses de *P. oceanica*, deux tailles du quadrat sont généralement adoptées : 40 cm × 40 cm et 20 cm × 20 cm. L'utilisation d'une plus grande surface (1600 cm²) intègre l'hétérogénéité des prés à petite échelle, augmentant la variabilité entre les répétitions et diminuant ainsi la sensibilité du test statistique pour détecter les différences entre les stations. L'utilisation du quadrat 20 cm × 20 cm (400 cm²) peut réduire cette variabilité à petite échelle en augmentant la probabilité de détecter des modèles spatiaux clairs. Le temps global nécessaire à l'acquisition des données augmente en fonction de la taille du quadrat: le comptage des pousses dans un quadrat de 40 cm × 40 cm prend au moins quatre fois plus de temps que dans celui de 20 cm × 20 cm (Bacci et al., 2015). Les quadrats plus petits sont également plus faciles à utiliser et les erreurs de comptage sont moins susceptibles de se produire. D'autre part, les quadrats plus petits nécessitent un plus grand nombre de répétitions pour capturer la variabilité naturelle de la densité des pousses.

64. De nombreuses études ont montré que l'utilisation du quadrat 20 cm × 20 cm est plus efficace que l'utilisation du quadrat 40 cm × 40 cm ou plus, car elle permet d'atteindre un meilleur niveau de précision avec le même effort d'échantillonnage (Charbonnel et al., 2000; Bacci et al., 2015). Pour accélérer le comptage de la densité des pousses dans les prairies très denses de *P. oceanica* (comme cela se produit généralement en correspondance de la limite supérieure), ainsi que dans les prairies très clairsemées (en correspondance des limites inférieures), l'utilisation du plus petit quadrat 20 cm × 20 cm est recommandé. De même, le quadrat de 20 cm × 20 cm est généralement utilisé pour mesurer la densité des pousses d'autres espèces d'herbes marines plus petites (par exemple, *Cymodocea nodosa*, *Zostera noltei*). Un minimum de 3 comptages répétés doit être effectué dans les trois zones distinctes distantes de plusieurs dizaines de mètres, totalisant 9 dénombrements par station qui sont suffisants pour capturer la variabilité naturelle au sein des parcelles. Les 3 quadrats répliqués dans chaque zone doivent être situés au hasard dans des parcelles d'herbes marines homogènes avec une couverture maximale. Au contraire, dans le cas d'une prairie inégale, les quadrats doivent être positionnés au hasard en utilisant une procédure d'échantillonnage stratifié sur les parcelles végétalisées, et le nombre de répétitions peut être augmenté avec 6 quadrats répliqués dans chaque zone, totalisant 18 mesures par station d'échantillonnage.

65. La mesure de la profondeur et la définition de la typologie des limites supérieures et inférieures de l'herbier (fig. 8), ainsi que le suivi dans le temps de leur position bathymétrique avec des marques permanentes (c'est-à-dire des balises) sont d'autres procédures couramment adoptées pour évaluer l'évolution de l'herbier en terme de stabilité, d'amélioration ou de régression liée à la transparence de l'eau, au mouvement de l'eau, à l'équilibre sédimentaire et aux activités humaines le long du littoral.

66. Un nombre adéquat de stations doit être localisé aléatoirement dans l'herbier selon son étendue, et généralement en correspondance de la limite supérieure de l'herbier, de la limite inférieure de l'herbier et aux profondeurs intermédiaires. sur un nombre de 2 à 3 stations d'échantillonnage par profondeur. Comme indiqué précédemment, à chaque profondeur (c.-à-d. Station), 3 zones d'échantillonnage doivent être sélectionnées, espacées de plusieurs dizaines de mètres. Pour évaluer les conditions écologiques globales de l'herbier et de réduire le nombre de pousses échantillonnées, les pousses peuvent être collectées qu'à la profondeur intermédiaire de l'herbier, généralement situé à environ 15 m de profondeur, où elles devraient trouver les conditions optimales pour leur développement (Buia et al., 2004). Lorsque l'objectif du programme de surveillance comprend des mesures biochimiques, une station d'échantillonnage dans la partie la plus profonde de la prairie devrait également être incluse, car de nombreuses sources de pression sont généralement déplacées vers des zones profondes (par exemple, les usines de traitement des eaux usées, les fermes piscicoles). En raison de la saisonnalité de la plupart des descripteurs (en particulier pour ceux liés à la croissance des feuilles), des activités d'échantillonnage doivent être effectuées à la fin du printemps ou au début de la saison estivale (Gobert et al., 2009).

67. Conformément aux exigences de la DCE et DCSMM dans les pays européens, la qualité écologique de l'environnement doit être définie selon des échelles de classification. Pour la densité de pousses de *P. oceanica*, les échelles absolues proposées pour sa classification (Pergent-Martini et al., 2005) ont été

adaptées avec la création de cinq classes de qualité écologique (mauvaise, médiocre, modérée, bonne et élevée ; annexe 1) et peut être utilisé à l'échelle spatiale méditerranéenne, bien qu'il ait été élaboré à partir des données des prairies *P. oceanica* de France et de Corse. L'échelle absolue de classification de la profondeur limite inférieure (Annexe 1) est un autre outil pour évaluer l'état écologique des herbiers. Bien que toutes les échelles absolues existantes pour *P. oceanica* représentent des outils normalisés importants pour classer l'état des herbiers dans le cadre de l'IMAP et pour les comparaisons suivantes entre les régions, ils puissent nécessiter quelques adaptations en fonction de la zone géographique spécifique et de l'environnement morphodynamique du site. Il est donc possible que les valeurs de retenue entre classes ne soient pas valables à toute l'échelle méditerranéenne : des échelles sous-régionales et même locales peuvent être utilisées (Montefalcone et al., 2007), fournissant les mêmes méthodologies et procédures d'inter-étalonnage. Par exemple, dans de nombreux herbier de *P. oceanica* en mer Ligure (Méditerranée du Nord-Ouest), le long de la côte espagnole (nord-ouest de la Méditerranée) et / ou de la mer Égée du nord (nord-est de la Méditerranée) (Marbà et al., 2014; Oprandi et al., 2019; Gerakaris et al., (2021), la limite inférieure atteint rarement des profondeurs supérieures à 20-25 m, en raison de contraintes naturelles (par exemple, typologie du substrat, topographie du fond marin). En adoptant l'échelle absolue pour la profondeur limite inférieure, tous les herbiers de la mer Ligure seraient classés dans un état écologique modéré à mauvais, en utilisant la profondeur limite inférieure, même en cas de faible pressions humaines. De plus, la teneur en azote (N) des feuilles est très variable dans les herbiers et montre une forte variabilité naturelle entre les herbiers de la Méditerranée. Il est donc suggéré à chaque pays/région de définir des échelles régionales locales appropriées pour la classification de chaque descripteur, qui devraient également être comparées aux échelles absolues de la mer Méditerranée pour mettre en évidence les schémas géographiques (Annexe 1)



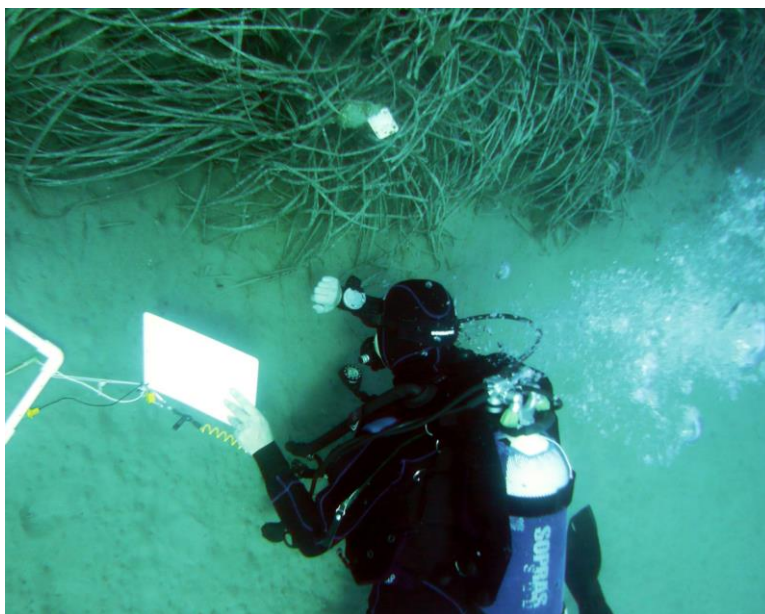


Figure 8 : Mesure in situ de la densité des pousses de *Posidonia oceanica* en utilisant le quadrat de 40 cm \times 40 cm (image supérieure, © Monica Montefalcone) et la surveillance dans le temps de la position de la limite inférieure de l'herbier avec repères permanents (image inférieure, ©Annalisa Azzola).

Tableau 4 : Synthèse des principaux descripteurs utilisés pour la surveillance des herbiers marins pour définir l'Indicateur commun 2_ Condition des Habitats. Lorsque cela est possible la méthode de mesure, la réponse attendue en cas d'augmentation de la pression anthropique et les principaux facteurs à même d'affecter le descripteur, le caractère destructif de l'acquisition de la donnée, le ou les espèces ciblées, l'intérêt ou les limites d'utilisations sont indiquées avec les références bibliographiques correspondantes. Les espèces ciblées sont : Cn - *Cymodocea nodosa*, Hs - *Halophila stipulacea*, Po - *Posidonia oceanica*, Zm - *Zostera marina*, Zn - *Zostera noltii*. Le niveau de complexité écologique auquel chaque descripteur fonctionne est également indiqué (à savoir le paysage marin, la population, l'espèce cellule, la communauté).

Descripteur	Méthode	Réponse attendue / facteurs	Caract. destruc	Espèce ciblée	Avantages	Limites	Références
<i>Au niveau du paysage marin</i>							
Extension de l'herbier (i.e. surface)	Cartographie (Cf. Partie 'a' du présent document) et/ou définition des limites de l'herbier	<ul style="list-style-type: none"> • Réduction de l'étendue totale de l'herbier • Aménagements littoraux, turbidité, atteintes mécaniques 	Non	Toutes	<ul style="list-style-type: none"> • Informatif sur plusieurs aspects de l'herbier • Utilisable partout au regard de la multiplicité des techniques disponibles Couverture de l'ensemble de la tranche bathymétrique de la répartition des herbiers	<ul style="list-style-type: none"> • Pour les espèces à croissance lente (Po) impossibilité d'observer des augmentations de surface en l'absence de repères prépositionnés et temps de réponse très long (plusieurs années). • Obligation de travailler toujours à la saison où la distribution est maximale pour les espèces à croissance saisonnière marquée (généralement en été) 	Foden and Brazier (2007)
<i>Au niveau de la population (herbier)</i>							
Position bathymétrique de la limite supérieure de l'herbier (en m)	Cartographie très précise de la limite supérieure de l'herbier vers la surface (Cf. Partie I du présent document) ou mise en place de repères fixes (e.g. transects permanents, plots, système acoustique) et mesure de la profondeur	<ul style="list-style-type: none"> • Décalage de la limite supérieure aux plus grandes profondeurs • Développement côtier et destruction directe 	Non	Toutes	Paramètre facile à mesurer. Echelle d'interprétation disponible pour Po (Pergent <i>et al.</i> , 2008)	<ul style="list-style-type: none"> • Pour Cn, Hs et Zn, forte variabilité saisonnière nécessitant une surveillance trimestrielle ou des observations pratiquées à la même saison pour tous les sites suivis. • Risque de disparition des repères fixes (des balises) en cas de forte fréquentation du site. 	Pergent et al. (1995); Montefalcone (2009)
Descripteur	Méthode de mesure	Réponse attendue / facteurs	Carac	Espèce ciblée	Avantages	Limites	Références

Position bathymétrique de la limite inférieure de l'herbier (en m)	Cartographie très précise de la limite inférieure de l'herbier en profondeur (Cf. Partie 'a' du présent document) ou enregistrement de la mise en place de repères fixes (e.g. transects permanents, balisages, système acoustique)	<ul style="list-style-type: none"> • Déplacement de la limite inférieure vers la terre à des profondeurs moindres • Turbidité de l'eau 	Non	Toutes	<ul style="list-style-type: none"> • Paramètre facile à mesurer (aussi par la plongée sous-marine) • Echelle absolue de classification disponible pour Po 	<ul style="list-style-type: none"> • Pour Cn, Hs et Zn, forte variabilité saisonnière nécessitant une surveillance trimestrielle ou des observations pratiquées à la même saison pour tous les sites • Au-delà de 30 m de profondeur, les enquêtes sous-marines sont onéreuses (limitation du temps d'immersion, besoin en personnel expérimenté en plongée et nombreuses interventions) • Risque de disparition des repères fixes (e.g. arts trainants). • Pour les espèces à croissance lente (Po) temps nécessaire pour visualiser une progression de la limite long (plusieurs années) 	Pergent et al. (2008); Annex 1
Morphologie de la limite inférieure de l'herbier	Observations visuelles in situ	<ul style="list-style-type: none"> • Changement de la morphologie • Turbidité de l'eau • Atteintes mécaniques (e.g. chalutage) 	Non	Po	<ul style="list-style-type: none"> • Paramètre bien étudié • Plusieurs morphologies décrites • Echelles absolues de classification pour Po 	<ul style="list-style-type: none"> • Bonne connaissance des herbiers à Po nécessaire pour l'identification de certaines morphologies de limites. • Au-delà de 30 m de profondeur, les relevés sous-marins sont difficiles et coûteux (temps de plongée limité, besoin de plongeurs expérimentés, nombreuses plongées demandées) 	Boudouresque and Meinesz (1982); Pergent et al. (1995); Montefalcone (2009); Annex 1
Présence de canaux intermat et de zones de mat morte	Cartographie très détaillée et à haute résolution de la zone (Cf. partie « a » de ce document, cadres carrés permanents) et / ou observations in situ	<ul style="list-style-type: none"> • Augmentation de l'étendue • Dégâts (par exemple, ancrage, engins de pêche) 	No	Po	<ul style="list-style-type: none"> • Facile à mesurer • Les surfaces peuvent être mesurées sur des cartes 	<ul style="list-style-type: none"> • Les zones de mat morte sont des composants naturels intrinsèques à certaines typologies d'herbiers (par exemple, les herbiers rayées) et ne reflètent pas systématiquement l'influence humaine. 	Boudouresque et al. (2006)
Descripteur	Méthode	Réponse attendue / facteurs	Caract.	Espèce ciblée	Avantages	Limites	Références

Densité (nombre de faisceaux. m ⁻²)	Dénombrement des faisceaux à l'intérieur d'un quadrat (quadrat de dimension fixes) par plongeurs. La taille du quadrat dépend de l'espèce et de la densité de l'espèce de l'herbier. Pour <i>P. oceanica</i> la taille la plus adoptée est 40 cm *40 cm et 20cm * 20cm	<ul style="list-style-type: none"> • Diminution • Turbidité de l'eau • Atteintes mécaniques (e.g. ancrage) 	Non	Toutes	<ul style="list-style-type: none"> • facile à mesurer • et peu coûteux • Peut s'appliquer sur l'ensemble de la tranche bathymétrique de répartition des herbiers qui peuvent être atteintes en toute sécurité en plongée sous-marine. • Echelle absolue de classification disponible pour Po 	<ul style="list-style-type: none"> • Forte variabilité en fonction de la profondeur • Temps d'acquisition important pour des densités supérieures à 800 faisceaux /m² • Nécessité de répliques ou d'échantillonner une surface minimale pour appréhender l'hétérogénéité de l'herbier. • Risque d'erreur important si : a) manipulateur inexpérimenté, b) densité élevée, c) espèce de petite taille. Dans ce dernier cas, le comptage in situ peut être remplacé par un prélèvement sur une surface donnée et un dénombrement en laboratoire (technique destructive). 	Duarte and Kirkman (2001); Pergent-Martini et al. (2005); Pergent et al. (2008); Bacci et al. (2015); Annex 1
Recouvrement (en %)	Pourcentage moyen de surface occupé (en projection verticale) par l'herbier par rapport à la surface étudiée. Les techniques pour mesurer ce paramètre sont très diverses : (mesure in situ par plongeur ou en laboratoire à partir de photographies ou de vidéo sous-marines, surface d'observation variable (0.16 à 625 m ²), matérialisée par un	<ul style="list-style-type: none"> • Diminution • Turbidité de l'eau • Dégâts mécaniques 	Non	Toutes	<ul style="list-style-type: none"> • Rapidité d'acquisition. • Lorsque l'évaluation est réalisée à partir de données photographiques, possibilité de comparaison au cours du temps et réduction de la variabilité due au manipulateur • Applicable à l'ensemble de la tranche bathymétrique de répartition des herbiers. • Peut être estimé sur de vastes surfaces à partir de photographies aériennes 	<ul style="list-style-type: none"> • Forte variabilité saisonnière et forte variabilité bathymétrique • Les multiples méthodes utilisées ne permettent pas toujours la comparaison des résultats, d'autant que les surfaces d'observations sont très diverses et que le recouvrement a une distribution fractale • La stratégie et le plan d'échantillonnage doivent inclure la variabilité spatiale appropriée • Grande subjectivité des estimations in situ 	Buia et al. (2004); Pergent-Martini et al. (2005); Boudouresque et al. (2006); Romero et al. (2007); Montefalcone (2009)

	quadrat ou une plaque translucide.				ou de sonogrammes (sonar à balayage latéral).		
Pourcentage de rhizomes plagiotropes (en %)	Dénombrement des rhizomes plagiotropes sur une surface donnée (e.g. 20 cm* 20 cm, qui peut être matérialisée par un quadrat)	<ul style="list-style-type: none"> • Augmentation • Atteintes mécaniques (ancrage, engins de pêche) 	Non	Cn, Po	<ul style="list-style-type: none"> • Paramètre facile à observer, rapide et peu coûteux • Echelle absolue de classification disponible pour Po 	• Principalement utilisé à faible profondeur (0-20 m)	Boudouresque et al. (2006); Annex 1
<i>Au niveau de l'espèce l (La plante)</i>							
Surface foliaire (cm².faiscea), et autres caractères phénologiques	Dénombrement et mesure de la longueur et de la largeur des différents types de feuilles des faisceaux (9 à 18- 20 faisceaux selon le plan d'échantillonnage)	<ul style="list-style-type: none"> • Diminution de Surface foliaire (Po) pour surpâturage et Impacts anthropiques • Augmentation de Longueur des feuilles (Po & Cn) pour enrichissement en nutriments 	Oui	Toutes	<ul style="list-style-type: none"> • Paramètre très facile à mesurer et peu coûteux • Possibilité d'effectuer la mesure de longueur des feuilles adultes de rang 1 ou 2 (feuilles les plus externes) in situ ce qui évite la destruction de la plante • Echelle absolue de classification disponible pour Po 	<ul style="list-style-type: none"> • Forte variabilité saisonnière. • Forte variabilité individuelle qui nécessite de réaliser les mesures sur un nombre suffisant de faisceaux. • Echantillonnage destructif 	Giraud (1977, 1979); Lopez y Royo et al. (2010b); Orfanidis et al. (2010); Annex 1
Nécroses sur les feuilles (en %)	Pourcentage de feuilles présentant des nécroses, par observation au laboratoire	<ul style="list-style-type: none"> • Augmentation • Enrichissement en contaminants 	Oui	Po	<ul style="list-style-type: none"> • Paramètre très facile à mesurer et peu coûteux 	<ul style="list-style-type: none"> • Les nécroses sont très rares dans certains secteurs de Méditerranée (e.g. Littoral de la Corse) • Echantillonnage destructif 	Romero et al. (2007)
Descripteur	Méthode de mesure	Réponse attendue / facteurs	Cara ct.	Espèce ciblée	Avantages	Limites	Références

Etat des apex	Pourcentage de feuilles dont l'apex est cassé	<ul style="list-style-type: none"> • Augmentation • Surpâturage, impacte mécanique (E.g. ancrage) 	Non	Po	<ul style="list-style-type: none"> • Paramètre très facile à mesurer et peu coûteux • Les marques spécifiques du brin de certains animaux sont facilement reconnaissables 	<ul style="list-style-type: none"> • Peu utilisable en cas de fort mouvement de l'eau et sur les feuilles âgées 	Boudoresque and Meinesz (1982)
Production foliaire (en mg poids sec. faisc.-1, .an-1)	Chez Po : possibilité, grâce à la lépidochronologie, de connaître le nombre de feuilles produites par an qu'elle soit actuelle ou passée (Pergent, 1990). Autres espèces, mesure de l'allongement des feuilles par marquage ou en utilisant la relation longueur des bases / croissance foliaire (Zm ; Gaeckle et al., 2006).	<ul style="list-style-type: none"> • Diminution • Déficit en nutriments, augmentation de la compétition interspécifique 	Oui (Po) & Non (Zm)	Toutes	<ul style="list-style-type: none"> • Pour Po la lépidochronologie permet de travailler sur l'ensemble de la tranche bathymétrique • Echelle d'interprétation est disponible • Pour Zm la relation longueur des bases et croissance foliaire permet d'envisager une mesure in situ non destructive 	<ul style="list-style-type: none"> • Paramètre long à analyser • Un suivi mensuel ou au moins chaque quatre saisons est nécessaire • Echantillonnage destructif • 	Pergent (1990); Gaeckle et al. (2006); Pergent et al. (2008)
Production de rhizomes (en mg poids sec. faisc.-1, .an ⁻¹) ou élongation (en mm an ⁻¹)	Chez Po : possibilité, grâce à la lépidochronologie, de connaître le taux de croissance ou la biomasse par an	<ul style="list-style-type: none"> • Augmentation • Accumulation sédimentaire suite à des aménagements littoraux 	Oui	Po	<ul style="list-style-type: none"> • Paramètre indépendant de la saison • Echelle absolue de classification disponible pour Po 	<ul style="list-style-type: none"> • une augmentation de la production de rhizome peut être observée dans des sites de référence en l'absence d'impact anthropique • Echantillonnage destructif 	Pergent et al. (2008); Annex 1
Déchaussement ou enfouissement des rhizomes (in mm)	Mesure du niveau de déchaussement (ou d'enfouissement) des rhizomes mesurés in situ (valeur en mm) ou pourcentage de faisceaux	<ul style="list-style-type: none"> • Augmentation de l'enfouissement • Accumulation sédimentaire suite à des aménagements littoraux, le rejet 	Non	Toutes	<ul style="list-style-type: none"> • Faciles à mesurer in situ • Non destructif et peu coûteux. • Paramètre indépendant de la saison 		Boudoresque et al. (2006)

	enfouis ou déchaussés sur une surface donnée	d'effluents urbains ou la présence de fermes marines, les rejets de dragage) • Augmentation du déchaussement pour un déficit sédimentaire suite à des aménagements littoraux					
Au niveau physiologique/biochimique ou cellulaire							
Teneur en Azote et Phosphore dans le tissu de la plante (en % poids sec)	Dosage par spectromètre de masse et torche à plasma dans différents tissus de la plante (les feuilles et les rhizomes) après minéralisation acide (e.g. rhizomes de Po)	• Augmentation • Enrichissement en nutriments	Oui	Toutes	• Temps de réponse aux modifications environnementales court • Echelle absolue de classification pour Po	• Paramètre très couteux • Nécessité d'un appareillage analytique et des compétences spécifiques • Echantillonnage destructif	Romero et al. (2007); Annex 1
Teneur en carbohydrates (en % poids sec) dans les tissus de la plante et les sédiments	Dosage par spectrophotométrie après extraction alcoolique dans différents tissus de la plante (e.g. rhizomes de Po)	• Diminution • Impact anthropique	Oui	Toutes	• Temps de réponse aux modifications environnementales court • Echelle absolue de classification pour Po	• Paramètre couteux, • Nécessité d'un appareillage analytique et des compétences spécifiques • Echantillonnage destructif	Alcoverro et al. (1999, 2001); Romero et al. (2007); Annex 1
Descripteur	Méthode de mesure	Réponse attendue / facteurs	Caract. destruc	Espèce ciblée	Avantages	Limites	Références
Teneur en traces de métaux- (en µg.g-1)	Dosage par spectrométrie dans différents tissus de la plante (les feuilles et les rhizomes) après minéralisation acide	• Augmentation • Enrichissement en contaminants métalliques	Oui	Toutes	• Temps de réponse aux modifications environnementales court • Echelle de classification du Po	• Paramètre couteux, nécessitant un appareillage analytique et des compétences spécifiques • Echantillonnage destructif	Salivas-Decaux (2009); Annex 1

Rapport isotopique en Azote ($d^{15}N$ en ‰)	Dosage par spectromètre de masse dans différents tissus de la plante après minéralisation acide (e.g. rhizomes de Po)	<ul style="list-style-type: none"> • Augmentation pour Enrichissement en nutriments issus des fermes marines et effluents urbains • Diminution pour Enrichissement en nutriments issus des fertilisants 	Oui	Po	<ul style="list-style-type: none"> • Temps de réponse aux modifications environnementales court 	<ul style="list-style-type: none"> • Paramètre très couteux, nécessitant un appareillage analytique et des compétences spécifiques • Echantillonnage destructif 	Romero et al. (2007)
Rapport isotopique en Soufre ($\square^{34}S$ en ‰)	Dosage par spectromètre de masse dans différents tissus de la plante (e.g. rhizomes de Po)	<ul style="list-style-type: none"> • Diminution • Impact anthropique 	Oui	Po	<ul style="list-style-type: none"> • Temps de réponse aux modifications environnementales court 	<ul style="list-style-type: none"> • Paramètre très couteux, nécessitant un appareillage analytique et des compétences spécifiques • Echantillonnage destructif 	Romero et al. (2007)
<i>Communauté</i>							
Epiphytes des feuilles (en mg poids sec. faisc^{-1} ou % poids sec. faisc^{-1}) et couverture des épiphytes sur les feuilles	Mesure de la biomasse ($\mu\text{g} \cdot \text{pousses}^{-1}$) après grattage, séchage et pesée; estimer la couverture des épiphytes sur les feuilles sous une jumelle; estimation indirecte de la biomasse à partir de la couverture des épiphytes	<ul style="list-style-type: none"> • Augmentation • Enrichissement en nutriments, apports fluviaux • la fréquentation touristique élevée 	Oui	Toutes	<ul style="list-style-type: none"> • Paramètre très facile à mesurer • Peu couteux (biomasse et recouvrement). • Echelle absolue de classification disponible pour Po • Indicateur d'alerte précoce 	<ul style="list-style-type: none"> • Prends du temps • Paramètre présentant de fortes variations saisonnières et spatiales. • Paramètre nécessitant un équipement analytique spécifique (teneur en azote) • Echantillonnage destructif 	Morri (1991); Pergent-Martini et al. (2005); Romero et al. (2007); Fernandez-Torquemada et al. (2008); Giovannetti et al. (2008, 2015)

68. La phase d'installation est la phase opérationnelle concrète du programme de surveillance qui commence par l'acquisition des données. Les observations et les prélèvements effectués pendant la phase d'acquisition ou la validation des données des levés cartographiques pourraient également constituer un produit d'un système de surveillance (Kenny et al., 2003), et la cartographie pourrait également constituer un outil de surveillance (Tab. 4 ; Boudouresque et al., 2006).

69. À l'échelle spatiale régionale, deux principaux systèmes de surveillance ont été mis au point : 1) le système de surveillance des herbiers (*SeagrassNet*), qui a été mis en place à l'échelle mondiale au début des années 2000 et couvre toutes les espèces d'herbiers (Short et al., 2007) ; 2002) ; et 2) le réseau de surveillance «*Posidonia*» mis en place au début des années 1980 en méditerranée (Boudouresque et al., 2006), spécifique à *Posidonia oceanica* mais pouvant être adapté à d'autres espèces méditerranéennes et au genre *Posidonia* à travers le monde. Le réseau de surveillance «*Posidonia*» est encore utilisé de nos jours, avec une certaine variabilité d'un pays à l'autre et plus encore d'une région à l'autre, dans au moins neuf pays méditerranéens et dans plus de 350 sites (Buia et al., 2004 ; Boudouresque et al., 2006, Romero et al., 2007 ; Fernandez-Torquemada et al., 2008 ; Lopez y Royo et al., 2010a). suite aux travaux menés dans le cadre du programme IIIB Interreg MEDOCC «Cohérence, développement, harmonisation et validation des méthodes d'évaluation de la qualité de l'environnement littoral par le suivi des herbiers de *Posidonia oceanica*», et du programme «*MedPosidonia*» mis en place par MSFD, une approche actualisée et normalisée pour le réseau de surveillance de *P. oceanica* a été testée et validée (PNUE/PAM-CAR/ASP, 2009). Les principales différences entre les deux systèmes de surveillance sont les suivantes :

- Dans le cadre de *SeagrassNet*, la surveillance est effectuée le long de trois transects permanents, disposés parallèlement au littoral et placés respectivement (i) dans la partie la plus superficielle de l'herbier, (ii) dans la partie la plus profonde et (iii) à une profondeur intermédiaire entre ces deux positions. Les descripteurs choisis (Short et al., 2002 ; Tab. 5) sont mesurés à des points fixes le long de chaque transect et tous les trois mois.
- Dans le cadre du réseau de surveillance «*Posidonia*», les mesures sont prises (i) en correspondance de repères fixes placés le long de la limite inférieure de l'herbier, (ii) à la limite supérieure, et (iii) à la profondeur intermédiaire et fixe de 15 m. Les descripteurs (Tab. 5) ne sont mesurés tous les trois ans que si, après des levés visuels, aucun changement visible de la position géographique des limites n'est observé.

70. *SeagrassNet* permet de comparer les données obtenues en Méditerranée avec celles d'autres régions du monde, avec une couverture mondiale de plus de 80 sites répartis dans 26 pays (disponible sur : www.seagrassnet.org). Cependant, ce système de surveillance ne convient pas aux espèces de grande taille (comme le genre *Posidonia*) ni aux herbiers dont la limite inférieure est située au-delà de 25 m de profondeur. Ce système de surveillance n'a été mis en place que pour un site en Méditerranée (Pergent et al., 2007). Le réseau de surveillance «*Posidonia*», au vu de la multiplicité des descripteurs identifiés (Tab. 5), permet de comparer différents herbiers de la Méditerranée et également d'évaluer la vitalité de la plante et la qualité de l'environnement dans lequel elle se développe. D'autres systèmes de surveillance, tels que les transects permanents avec surveillance saisonnière ou les levés acoustiques, peuvent être utilisés dans des situations particulières telles que la surveillance des lagunes (Pasqualini et al., 2006) ou pour l'étude de herbiers reliques (Descamp et al., 2009).

71. La technique d'échantillonnage et les descripteurs choisis définissent la nature de la surveillance (surveillance de la contamination chimique de l'environnement, rejet en mer d'une station d'épuration, effets de l'alimentation des plages, évaluation générale de l'état de santé des herbiers) (Tab. 4) Il n'existe pas de méthodes idéales de cartographie ni de descripteurs universels pour la surveillance des herbiers marins, mais plutôt une grande diversité d'outils efficaces et complémentaires. Ils doivent être choisis en fonction des objectifs, des espèces présentes et du contexte local. Indépendamment des descripteurs sélectionnés, une attention particulière doit être portée à la validité des mesures effectuées (protocole d'acquisition, précision des mesures, reproductibilité ; Lopez y Royo et al., 2010a). La phase suivante

de traitement et d'interprétation des données est donc fondamentale pour garantir la bonne qualité du programme de surveillance.

Tableau 5 : Nature des paramètres mesurés dans le cadre du SeagrassNet, le réseaux de surveillance de *Posidonia* (Pergent *et al.*, 2007) et du programme MedPosidonia (Pergent *et al.* 2009).

Paramètres	SeagrassNet	Réseau de Surveillance de <i>Posidonia</i>	MedPosidonia
Lumière	X	-	-
Température	X	-	X
Salinité	X	-	-
Limite inférieure	Profondeur	Profondeur, type et cartographie	Profondeur, type, cartographie
Limite supérieure	Profondeur	Profondeur, type et cartographie	Cartographie
Densité	12 mesures le long du transect	Mesure au niveau de chacune des 11 balises	Mesure au niveau de chacune des 11 balises
% rhizomes plagiotropes	-	Mesure au niveau de chacune des 11 balises	Mesure au niveau de chacune des 11 balises
Déchaussement	-	Mesure au niveau de chacune des 11 balises	Mesure au niveau de chacune des 11 balises
Recouvrement	12 mesures le long du transect	Le long du balisage (50m) à l'aide d'une vidéo	Mesure au niveau de chacune des 11 balises
Analyse phénologique	12 mesures le long du transect	Sur 20 faisceaux	Sur 20 faisceaux
Analyse lépidochronologique	-	Sur 10 faisceaux	Sur 10 faisceaux
Etat des apex	-	Sur 20 faisceaux	Sur 20 faisceaux
Biomasse (g. poids sec)	Feuilles	-	-
Nécromasse	Rhizome et écailles	-	-
Granulométrie du sédiment	-	1 mesure	1 mesure
% Matière organique du sédiment	-	1 mesure	1 mesure
Teneur en métaux-traces	-	-	Ag & Hg

72. Enfin, l'IMAP devrait également prendre en compte le carbone organique à long terme stocké dans les sédiments des herbiers marins provenant à la fois de la production in situ par activité photosynthétique et de la sédimentation de carbone en particules provenant de la colonne d'eau, appelé « carbone bleu » (Nellemann *et al.*, 2009). L'estimation du carbone bleu doit prendre en compte la biomasse vivante et morte aérienne et souterraine et le carbone fin et grossier du sol. Cependant, des découvertes récentes suggèrent clairement que la plupart du carbone stocké dans les herbiers marins se trouve dans le sol, les fractions stockées en tant que tissus vivants étant pratiquement négligeables. Par conséquent, les stocks de sol plutôt que les stocks de biomasse devraient être au centre de l'évaluation dans les herbiers marins méditerranéens. Des directives internationales avaient été fournies pour cette estimation par la Blue Carbon Initiative et IUCN (Howard *et al.*, 2014, IUCN 2021). Ensuite, le carbone du sol est déterminé par la profondeur du sol, la densité apparente et le % de carbone organique dans le premier mètre du sol. Des techniques avancées d'inventaires de carbone bleu à grande échelle utilisant des profileurs de sous-fonds à haute résolution ont été récemment développées en Méditerranée

(Monnier et al., 2020). Dans le cas où une séquestration supplémentaire de carbone souhaiterait être estimée, la méthodologie proposée par la lépidochronologie (c'est-à-dire la ``rétro-datation'' des rhizomes de *Posidonie*) fournira des estimations sur la croissance des plantes et les taux d'accrétion sur une courte période (bien qu'elle soit souvent très variable). Le taux de séquestration calculé en utilisant le taux d'accrétion doit être déterminé en utilisant C^{14} pour dater l'âge auquel le sol a été déposé. Les paramètres suivants sont utiles pour l'estimation des teneurs en carbone dans les tissus végétaux:

- Indice de biomasse foliaire (la biomasse sur pied des feuilles) ($\text{poids sec} \cdot \text{m}^{-2}$) : il est calculé en multipliant la biomasse foliaire moyenne par pousse par la densité de l'herbier signalée par mètre carré.
- Indice de surface foliaire ($\text{m}^2 \cdot \text{m}^{-2}$) : il est calculé en multipliant la surface foliaire moyenne par pousse par la densité de l'herbier signalée par mètre carré.
- La hauteur du couvert végétal à estimer à l'aide de mesures acoustiques, optiques et in situ.

73. Des activités de surveillance devraient également être planifiées sur les principales espèces typiques associées aux herbiers marins, comme par exemple les bivalves *Pinna spp.* Compte tenu de la situation critique de *P. nobilis* en Méditerranée et de l'expansion apparente naissante de *P. rudis* dans les prairies de *P. oceanica*, des recensements visuels de ces espèces dans les prairies surveillées devraient être sérieusement envisagés.

Traitement et interprétation des données

74. Les mesures effectuées in situ doivent être analysées et archivées. Les échantillons recueillis au cours des activités sur le terrain doivent être correctement stockés pour les analyses de laboratoire suivantes. L'interprétation des données nécessite le jugement et l'évaluation de spécialistes et peut être réalisée en comparant les données mesurées avec les données disponibles dans la littérature, directement ou à l'aide d'échelles de classification. Vérifier que les résultats obtenus répondent aux objectifs de surveillance (fiabilité et reproductibilité des résultats, interprétations valables et cohérence avec les observations effectuées) est une autre étape importante pour valider l'efficacité de la surveillance.

75. L'énorme augmentation du nombre d'études sur *Posidonia oceanica* (plus de 2700 publications répertoriées dans le Web of Science en Avril 2021) signifie qu'au cours des dernières décennies, un nombre croissant d'échelles d'interprétation ont été créées pour les descripteurs les plus largement utilisés dans le suivi de cette espèce (à savoir, Giraud), 1977 ; Meinesz et Laurent, 1978 ; Pergent et al., 1995b ; Pergent-Martini et al., 2005 ; Montefalcone et al., 2006, 2007 ; Montefalcone, 2009, Salivas-Decaux et al., 2010 ; tableau 4).

76. En ce qui concerne la cartographie, une intégration des données de suivi dans un système d'information géoréférencé (SIG), qui peut être librement consulté (comme MedGIS mis en œuvre par le SPA/RAC et le «Seagrass Atlas of Spain» disponible sur <http://www.ieo.es/es/atlas-praderas-marinas>), doit être recommandée et encouragée, afin que les données acquises soient accessibles au grand public et profiter au plus grand nombre possible d'utilisateurs.

Indices écologiques

77. Les indices de synthèse écologiques sont aujourd'hui très répandus pour mesurer l'état écologique des écosystèmes en vue de la réalisation ou du maintien du Bon Etat Environnemental (GES). Les indices écologiques réussissent à «capturer les complexités de l'écosystème tout en restant assez simples pour pouvoir être surveillés facilement et systématiquement» et peuvent donc être considérés comme «conviviaux» (Montefalcone, 2009 et les références y contenues). Ils sont anticipatifs, intégratifs et sensibles au stress et aux perturbations. De nombreux indices écologiques ont été utilisés auparavant dans les programmes de surveillance des herbiers marins, par exemple l'indice de surface foliaire (Buia et al., 2004), l'indice d'épiphyte (Morri, 1991). Conformément aux exigences de la DCE, DCSMM et EcAp dans les pays européens, de nombreux indices synthétiques ont été mis en place pour fournir, sur la base d'un panel de différents descripteurs, une évaluation globale de la qualité de l'environnement basée sur l'élément de qualité biologique «herbier». Les indices les plus adoptés dans les programmes de surveillance régionaux/nationaux sont les suivants (tableau 6) :

- POSWARE (Buia et al., 2005)
- POMI (Romero et al., 2007)
- POSID (Pergent et al., 2008)
- Valencian CS (Fernandez-Torquemada et al., 2008)
- PREI (Gobert et al., 2009)
- BiPo (Lopez y Royo et al., 2009)
- Conservation Index (CI) (Moreno et al., 2001)
- Substitution Index (SI) (Montefalcone et al., 2007)
- Phase Shift Index (PSI) (Montefalcone et al., 2007)
- Patchiness Index (PI) (Montefalcone et al., 2010)
- EBQI (Personnic et al., 2014)

78. La plupart des indices écologiques intègrent différents niveaux écologiques (tableau 6). L'indice POSWARE est basé sur 6 descripteurs travaillant aux niveaux de la population et des espèces. L'indice POMI multivarié est basé sur un total de 14 descripteurs structurels et fonctionnels de *Posidonia oceanica*, du niveau cellulaire au niveau communautaire. L'indice POSID est basé sur 8 descripteurs travaillant aux niveaux de la communauté, de la population, des espèces et des cellules. Certains des descripteurs fonctionnant au niveau cellulaire et utilisés pour calculer les POMI et les indices POSID prennent beaucoup de temps (tels que la composition chimique et biochimique et les contaminants dans tissus de plantes), et sont donc peu utilisés dans les programmes de surveillance de *P. oceanica* (Pergent-Martini et al., 2005). L'indice CS de Valence intègre 9 descripteurs, du niveau des espèces au niveau communautaire. L'indice PREI est basé sur 5 descripteurs travaillant aux niveaux de la population, de l'individu et de la communauté. L'indice BiPo est basé uniquement sur 4 descripteurs non destructifs aux niveaux de la population et des espèces et convient particulièrement bien pour la surveillance des espèces protégées ou dans les AMP.

79. Certains indices écologiques non destructifs ont été développés pour fonctionner au niveau écologique du paysage marin, tels que l'Indice de Conservation (CI) (Moreno et al., 2001), l'Indice de substitution (SI) et l'Indice de phase de décalage (PSI) (Montefalcone et al., 2007) et le PI (Montefalcone et al., 2010). L'IC mesure l'abondance proportionnelle de la matte morte par rapport à *P. oceanica* vivant et peut être utilisé comme indice de perturbation (Boudouresque et al., 2006), bien que les zones de matte morte puissent également provenir de causes naturelles (par exemple, mouvement de l'eau). Le SI a été proposé pour mesurer la quantité de remplacement de *P. oceanica* par *Cymodocea nodosa*, l'herbier marin méditerranéen indigène commun, et par les trois espèces du genre *Caulerpa* : l'espèce indigène *Caulerpa prolifera* et les deux envahisseurs extraterrestres *C. taxifolia* et *C. cylindracea*. Le SI, appliqué de manière répétée dans le même herbier, peut objectivement mesurer si la substitution est permanente ou progressive ou si, comme le supposent Molinier et Picard (1952), facilitera à long terme la réinstallation de *P. oceanica*. Bien que l'application de l'IC soit évidemment limitée aux espèces d'herbiers qui forment une matte, l'IS peut être appliquée à tous les cas de substitution entre deux espèces d'herbiers différentes et entre une algue et un herbier. Le PSI est un autre indice écologique synthétique qui identifie et mesure l'intensité du déphasage se produisant dans l'écosystème des herbiers marins. Il fournit une évaluation synthétique de l'irréversibilité des changements subis par un herbier en régression. Les caractéristiques biologiques et les processus de reproduction de *P. oceanica* ne permettent pas une recolonisation rapide de la matte morte (Meinesz et al., 1991). Si un potentiel de récupération existe toujours dans un herbier présentant peu de petites mattes mortes, une régression à grande échelle de l'herbier de *P. oceanica* doit donc être considérée comme quasi irréversible à l'échelle d'une vie humaine. L'IP a été mis au point pour évaluer le degré de fragmentation de l'habitat et utilise le nombre de parcelles pour mesurer la fragmentation des herbiers. Tous ces indices de paysage marin sont des outils utiles pour évaluer la qualité des environnements côtiers dans leur ensemble (comme demandé par la DCSMM), et pas seulement pour évaluer la qualité des masses d'eau (comme demandé par la DCSMM).

80. L'un des derniers indices proposés fonctionne au niveau de l'écosystème (EBQI ; Personnic et al., 2014). Cet indice a été développé sur la base d'un modèle conceptuel simplifié de l'écosystème de *P. oceanica*, dans lequel un ensemble de 17 compartiments fonctionnels représentatifs a été identifié. La qualité de chaque compartiment fonctionnel est ensuite évaluée par la sélection d'un ou deux descripteurs spécifiques (la plupart

d'entre eux non destructifs) et la valeur d'indice finale intègre tous les scores de compartiment. S'agissant d'un indice écosystémique, il est conforme aux exigences de la MSFD et de l'EcAp. Cependant, sa formulation complète et donc complexe rend cet indice plus long par rapport aux autres indices.

81. Des essais d'étalonnage entre les indices POMI et POSID ont montré qu'il y avait une cohérence dans la classification des sites étudiés (Pergent et al., 2008). L'application de l'indice BIPO à 9 sites Catalans donne une classification identique à celle obtenue avec l'indice POMI (Lopez y Royo et al., 2010c). L'application concomitante du POMI, du PREI, du BiPo et du CS valencien en Méditerranée orientale a montré une comparabilité élevée entre les indices (Gerakaris et al., 2017). Enfin, en utilisant à la fois les indices POSID et BiPo dans le cadre du programme «MedPosidonia», une classification similaire des herbier étudiés a été trouvée (Pergent et al., 2008). Un exercice récent visant à comparer un certain nombre de descripteurs et d'indices écologiques fonctionnant à différents niveaux écologiques (individu, population, communauté et paysage marin) dans 13 herbiers de *P. oceanica* de la mer Ligure (nord-ouest de la Méditerranée) a montré une faible cohérence entre les quatre niveaux, en particulier entre la plante (à savoir, la surface des feuilles) et les herbiers (à savoir, la densité des pousses, la profondeur limite inférieure). En outre, l'indice PREI a montré une incohérence avec la plupart des descripteurs comparés (Karayali, 2017, Oprandi et al., 2019). Compte tenu de ce résultat, l'utilisation concurrente d'un plus grand nombre de descripteurs et d'indices, couvrant différents niveaux de complexité écologique, devrait être privilégiée dans tout programme de surveillance.

À l'état actuel des connaissances, il est difficile de préférer l'un ou l'autre de ces indices synthétiques, car il n'a pas encore été possible de les comparer tous sur plusieurs sites et pour démarrer les processus d'inter-calibrage. De manière générale, les indices basés sur un nombre élevé de descripteurs impliquent des coûts excessifs en termes de temps d'acquisition et de budget requis (Fernandez-Torquemada et al., 2008), bien que l'utilisation d'un nombre comparativement plus faible de descripteurs puisse conduire à une simplification excessive, en particulier dans les situations où des pressions spécifiques devraient être liées à l'état de santé des prés.

Tableau 6 : Descripteurs utilisés dans les indices écologiques synthétiques principalement adoptés dans les programmes de surveillance régionaux / nationaux pour évaluer la qualité de l'environnement sur la base de l'élément de qualité biologique de l'«herbier». Le niveau de complexité écologique auquel chaque descripteur fonctionne est également indiqué (à savoir cellulaire, espèces , population, communauté, écosystème, paysage marin).

Indice	Cellulaire	Individuel Espèces	Population	Communauté	Écosystème	Paysage marin
POSWARE		Largeur des feuilles intermédiaires ; production de feuilles ; production et elongation de rhizomes	Densité des pousses ; couvert d'herbier			
POMI	Teneur en P, N et saccharose dans les rhizomes ; Rapport isotopique $\delta^{15}\text{N}$ et $\delta^{34}\text{S}$ dans les rhizomes ; Teneur en Cu, Pb et Zn dans les rhizomes	Surface des Feuilles ; pourcentage de nécrose foliaire	Densité des pousses ; couvert d'herbier ; pourcentage de rhizomes plagiotropes	N contenu dans les épiphytes		
POSID	Teneur en Ag, Cd, Pb et Hg dans les feuilles	Surface des Feuilles ; Coefficient A ; elongation des rhizomes	La densité des pousses ; couvert d'herbier ; pourcentage de rhizomes plagiotropes ; profondeur de la limite inférieure	Biomasse des épiphytes		
Communauté valencienne CS		Surface des Feuilles ; pourcentage de nécrose foliaire	densité des pousses ; couvert d'herbier et de matte morte ; pourcentage de rhizomes plagiotropes ; Dévoilement/Enfouissement du rhizome	Pression des herbivores ; biomasse des épiphytes foliaire		

PREI		La biomasse des feuilles ; Surface des Feuilles	Densité des pousses ; profondeur et type limite inférieure	Biomasse des épiphytes foliaire		
BiPo		Surface des feuilles	Densité des pousses ; profondeur et type limite inférieure			
CI			Couvert d'herbier et matte			Proportion relative entre <i>Posidonia oceanica</i> et matte morte
SI			Couvert d'herbier	Couvert de remplacement		Proportion relative entre <i>P. oceanica</i> et ses substituts
PSI			Couvert d'herbier et de matte	Couvert de remplacement		Proportion relative entre <i>Posidonia oceanica</i> et matte morte et substituts
PI						Nombre de parcelles d'herbiers
EBQI		Taux de croissance des rhizomes verticaux	Densité des pousses ; couvert d'herbier		Biomasse, densité et diversité des espèces dans tous les compartiments ; indice de pâturage	

Références

- Alcocer A., Oliveira P., Pascoal A. 2006. Underwater acoustic positioning systems based on buoys with GPS. In: Proceedings of the Eighth European Conference on Underwater Acoustics 8, 1-8.
- Alcoverro T., Manzanera M., Romero J. 2001. Annual metabolic carbon balance of the seagrass *Posidonia oceanica*: the importance of carbohydrate reserves. Marine Ecology Progress Series 211, 105-116.
- Alcoverro T., Zimmerman R.C., Kohrs D.G., Alberte R.S. 1999. Resource allocation and sucrose mobilization in light-limited eelgrass *Zostera marina*. Marine Ecology Progress Series 187, 121-131.
- Amran M.A. 2017. Mapping seagrass condition using Google Earth imagery. Journal of Engineering Science & Technology Review 10 (1), 18-23.
- Bacci T., Rende S.F., Rocca D., Scalise S., Cappa P., Scardi M. 2015. Optimizing *Posidonia oceanica* (L.) Delile shoot density: Lessons learned from a shallow meadow. Ecological Indicators 58, 199-206.
- Barsanti M., Delbono I., Ferretti O., Peirano A., Bianchi C.N., Morri C. 2007. Measuring change of Mediterranean coastal biodiversity: diachronic mapping of the meadow of the seagrass *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson in the Gulf of Tigullio (Ligurian Sea, NW Mediterranean). Hydrobiologia 580, 35-41.
- Bellan-Santini D., Bellan G., Bitar G., Harmelin J.G., Pergent G. 2002. Handbook for interpreting types of marine habitat for the selection of sites to be included in the national inventories of natural sites of conservation interest. RAC/SPA (Ed.), UNEP publ., 217 p.
- 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.
- Boudouresque C.F., Meinesz A. 1982. Découverte de l'herbier de Posidonie. Cahier du Parc National de Port-Cros 4, 1-79.
- 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 publ., Monaco, 202 p.
- Boudouresque C.F., Bernard G., Pergent G., Shili A., Verlaque M. 2009. Regression of Mediterranean seagrasses caused by natural processes and anthropogenic disturbances and stress: a critical review. Botanica Marina 52, 395-418.
- Boudouresque C.F., Charbonnel E., Meinesz A., Pergent G., Pergent-Martini C., Cadiou G., Bertrand M.C., Foret P., Ragazzi M., Rico-Raimondino V. 2000. A monitoring network based on the seagrass *Posidonia oceanica* in the northwestern Mediterranean Sea. Biologia Marina Mediterranea 7 (2), 328-331.
- Buia M.C., Gambi M.C., Dappiano M. 2004. Seagrass systems. Biologia Marina Mediterranea 10 (Suppl.), 133-183.
- Buia M.C., Silvestre F., Iacono G., Tiberti L. 2005. Identificazione delle biocenosi di maggior preggio ambientale al fine della classificazione della qualità delle acque costiere. Metodologie per il rilevamento e la classificazione dello stato di qualità ecologico e chimico delle acque, con particolare riferimento all'applicazione del decreto legislativo 152/99. APAT, Rome, 269-303.
- Burgos E., Montefalcone M., Ferrari M., Paoli C., Vassallo P., Morri C., Bianchi C.N. 2017. Ecosystem functions and economic wealth: trajectories of change in seagrass meadows. Journal of Cleaner Production 168, 1108-1119.
- Charbonnel E., Boudouresque C.F., Meinesz A., Bernard G., Bonhomme P., Patrone J., Kruczek R., Cottalorda J.M., Bertrand C., Foret P., Ragazzi M., Direac'h L. 2000. Le réseau de surveillance

- Posidonies de la Région Provence Alpes-Côte d'Azur. Première partie: présentation et guide méthodologique. GIS Posidonie publ., 76 pp.
- Ciraolo G., Cox E., La Loggia G., Maltese A. 2006. The classification of submerged vegetation using hyperspectral MIVIS data. *Annals of Geophysics* 49 (1), 287-294.
- Clabaut P., Augris C., Morvan L., Pasqualini V., Pergent G., Pergent-Martini C. 2006. Les fonds marins de Corse. Cartographie bio-morpho-sédimentaire par sonar à balayage latéral - Atlas de sonogrammes. Rapport Ifremer & Univ. Corse, N°GM 06-01, 78 p.
- Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naem S., O'Neill R.V., Paruelo J., Raskin R.G., Sutton P., van der Belt M. 1997. The value of the World's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253-260.
- Dattola L., Rende S.F., Dominici R., Lanera P., Di Mento R., Scalise S., ... Aramini, G. 2018. Comparison of Sentinel-2 and Landsat-8 OLI satellite images vs. high spatial resolution images (MIVIS and WorldView-2) for mapping *Posidonia oceanica* meadows. In: Remote Sensing of the Ocean, Sea Ice, Coastal Waters, and Large Water Regions. International Society for Optics and Photonics 10784, 1078419.
- De los Santos C.B., Krause-Jensen D., Alcoverro T., Marbà N., Duarte C.M., Van Katwijk M.M., ... Santos R. 2019. Recent trend reversal for declining European seagrass meadows. *Nature Communications* 10 (1), 1-8.
- Dekker A., Brando V., Anstee J. 2006. Remote sensing of seagrass ecosystems: use of spaceborne and airborne sensors. In: Seagrasses: biology, ecology and conservation, Larkum A.W.D., Orth R.J., Duarte C.M. (Edits), Springer publ., Dordrecht, 347-35.
- Denis J., Hervé G., Deneux F., Sauzade D., Bonhomme P., Bernard G., Boudouresque C.F., Leriche A., Charbonnel E., Le Direac'h L. 2003. Guide méthodologique pour la cartographie des biocénoses marines. Volet N°1: l'herbier à *Posidonia oceanica*. Guide méthodologique. Agence de l'Eau, Région Provence Alpes-Côte d'Azur et DIREN PACA. IFREMER, GIS Posidonie & Centre d'Océanologie de Marseille, GIS Posidonie publ., 93 p.
- Descamp P., Holon F., Ballesta L. 2009. Microcartographie par télémétrie acoustique de 9 herbiers de posidonie pour le suivi de la qualité des masses d'eau côtières méditerranéennes françaises dans le cadre de la DCE. Contrat L'OEil Andromède/Agence de l'Eau, CRLR, CRPACA. Andromède publ., Montpellier, 59 p. + Annexes.
- Descamp P., Pergent G., Ballesta L., Foulquié M. 2005. Underwater acoustic positioning systems as tool for *Posidonia oceanica* beds survey. *C.R. Biologies* 328, 75-80.
- Diaz R.J., Solan M., Valente R.M. 2004. A review of approaches for classifying benthic habitats and evaluating habitat quality. *Journal of Environmental Management* 73, 165-181.
- Duarte C.M., Kirkman H. 2001. Methods for the measurement of seagrass abundance and depth distribution. In: Global Seagrass Research Methods, Short F.T., Coles R.G. (Edits), Elsevier 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.
- Evans D., Aish A., Boon A., Condé S., Connor D., Gelabert E., Michez N., Parry M., Richard D., Salvati E., Tunesi L. 2016. Revising the marine section of the EUNIS habitat classification. Report of a workshop held at the European Topic Centre on Biological Diversity, 12-13 May 2016. ETC/BD report to the EEA.
- Fernandez-Torquemada Y., Diaz-Valdes M., Colilla F., Luna B., Sanchez-Lizaso J.L., Ramos-Espla A.A. 2008. Descriptors from *Posidonia oceanica* (L.) Delile meadows in coastal waters of Valencia, Spain, in the context of the EU Water Framework Directive. *ICES Journal of Marine Science* 65 (8), 1492-1497.

- Foden J., Brazier D.P. 2007. Angiosperms (seagrass) within the EU water framework directive: A UK perspective. *Marine Pollution Bulletin* 55 (1-6), 181-195.
- Fornes A., Basterretxea G., Orfila A., Jordi A., Alvarez A., Tintoré J. 2006. Mapping *Posidonia oceanica* from IKONOS. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 60 (5), 315-322.
- Frederiksen M., Krause-Jensen D., Holmer M., Laursen J.S. 2004. Longterm changes in area distribution of eelgrass (*Zostera marina*) in Danish coastal waters. *Aquatic Botany* 78, 167-181.
- Gaeckle J.L., Short F.T., Ibarra-Obando S.E., Meling-Lopez A.E. 2006. Sheath length as a monitoring tool for calculating leaf growth in eelgrass (*Zostera marina* L.). *Aquatic Botany* 84 (3), 226-232.
- Gagnon P., Scheibling R.E., Jones W., Tully D. 2008. The role of digital bathymetry in mapping shallow marine vegetation from hyperspectral image data. *International Journal of Remote Sensing* 29 (3), 879-904.
- Gerakaris V., Panayotidis P., Vizzini S., Nicolaidou A., Economou-Amilli A. 2017. Effectiveness of *Posidonia oceanica* biotic indices for assessing the ecological status of coastal waters in Saronikos Gulf (Aegean Sea, Eastern Mediterranean). *Mediterranean Marine Science* 18 (1), 161-178.
- Gerakaris V., Papathanasiou V., Salomidi M., Issaris Y., Panayotidis P. 2021. Spatial patterns of *Posidonia oceanica* structural and functional features in the Eastern Mediterranean (Aegean and E Ionian Seas) in relation to large-scale environmental factors. *Marine Environmental Research*, 165.
- Giakoumi S., Sini M., Gerovasileiou V., Mazor T., Beher J., Possingham H.P., ... Karamanlidis A.A. 2013. Ecoregion-based conservation planning in the Mediterranean: dealing with large-scale heterogeneity. *PloS One* 8(10), e76449.
- Giovannetti E., Montefalcone M., Morri C., Bianchi C.N., Albertelli G. 2008. Biomassa fogliare ed epifita in una prateria di *Posidonia oceanica* (Prelo, Mar Ligure): possibilità di determinazione tramite un metodo indiretto. *Proceedings of the Italian Association of Oceanology and Limnology* 19, 229-233.
- Giovannetti E., Montefalcone M., Morri C., Bianchi C.N., Albertelli G. 2010. Early warning response of *Posidonia oceanica* epiphyte community to environmental alterations (Ligurian Sea, NW Mediterranean). *Marine Pollution Bulletin* 60, 1031-1039.
- Giraud G. 1977. Essai de classement des herbiers de *Posidonia oceanica* (Linné) Delile. *Botanica Marina* 20 (8), 487-491.
- Giraud G. 1979. Sur une méthode de mesure et de comptage des structures foliaires de *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile. *Bulletin de Musée Histoire naturelle Marseille* 39, 33-39.
- 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. *Marine Pollution Bulletin* 58 (11), 1727-1733.
- Godet L., Fournier J., Toupoint N., Olivier F. 2009. Mapping and monitoring intertidal benthic habitats: a review of techniques and a proposal for a new visual methodology for the European coasts. *Progress in Physical Geography* 33 (3), 378-402.
- Green E., Short F. 2003. *World Atlas of Seagrass*. University of California Press, Los Angeles, 298 p.
- Greene A., Rahman A.F., Kline R., Rahman M.S. 2018. Side scan sonar: a cost-efficient alternative method for measuring seagrass cover in shallow environments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 207, 250-258.
- Guenther G.C. 1985. *Airborne laser hydrography: system design and performance factors*. NOAA

- Professional Paper Series, National Ocean Service 1, Rockville, MD, 397 pp.
- Guenther G.C., Cunningham A.G., LaRocque P.E., Reid D.J. 2000. Meeting the accuracy challenge in airborne LiDAR bathymetry. Proceedings of the 20th EARSeL Symposium: Workshop on Lidar Remote Sensing of Land and Sea, June 16-17, Dresden, Germany, 29 pp.
- Hossain M.S., Bujang J.S., Zakaria M.H., Hashim M. 2015. The application of remote sensing to seagrass ecosystems: an overview and future research prospects. *International Journal of Remote Sensing* 36, 61-114.
- Howard J., Hoyt S., Isensee K., Pidgeon E., Telszewski M. 2014. Coastal Blue Carbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrass meadows. Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature (IUCN). Arlington, Virginia, USA, 184 pp.
- Irish J.L., McClung J.K., Lillycrop W.J. 2000. Airborne Lidar bathymetry: the SHOALS system. *Bulletin of the International Navigation Association* 103, 43-53.
- IUCN. 2021. Manual for the creation of Blue Carbon projects in Europe and the Mediterranean. Otero M. (Ed.), 144 pp.
- James D., Collin A., Houet T., Mury A., Gloria H., Le Poulain N. 2020. Towards better mapping of seagrass meadows using UAV multispectral and topographic data. *Journal of Coastal Research* 95 (SI), 1117-1121.
- Karayali O. 2017. Evaluation of current status and change through time in some *Posidonia oceanica* (L.) Delile meadows in the Ligurian Sea. Master thesis in Marine Science. Izmir Kâtip Çelebi University, Institute of Science, Izmir, 86 p.
- Kenny A.J., Cato I., Desprez M., Fader G., Schuttenhelm R.T.E., Side J. 2003. An overview of seabed-mapping technologies in the context of marine habitat classification. *ICES Journal of Marine Science* 60 (2), 411-418.
- Komatsu T., Igarashi C., Tatsukawa K., Sultana S., Matsuoka Y., Harada S. 2003. Use of multi-beam sonar to map seagrass beds in Otsuchi Bay on the Sanriku Coast of Japan. *Aquatic Living Resources* 16 (3), 223-230.
- Leriche A., Boudouresque C.F., Bernard G., Bonhomme P., Denis J. 2004. A one-century suite of seagrass bed maps: can we trust ancient maps? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 59 (2), 353-362.
- Lopez y Royo C., Casazza G., Pergent-Martini C., Pergent G. 2010b. A biotic index using the seagrass *Posidonia oceanica* (BiPo), to evaluate ecological status of coastal waters. *Ecological Indicators* 10 (2): 380-389.
- Lopez y Royo C., Pergent G., Alcoverro T., Buia M.C., Casazza G., Martínez-Crego B., Pérez M., Silvestre F., Romero J. 2010c. The seagrass *Posidonia oceanica* as indicator of coastal water quality: experimental intercalibration of classification systems. *Ecological Indicators* 11 (2), 557-563.
- Lopez y Royo C., Pergent G., Pergent-Martini C., Casazza G. 2010a. Seagrass (*Posidonia oceanica*) monitoring in western Mediterranean: implications for management and conservation. *Environmental Monitoring and Assessment* 171, 365-380.
- Lopez y Royo C., Silvestri C., Salivas-Decaux M., Pergent G., Casazza G. 2009. Application of an angiosperm-based classification system (BiPo) to Mediterranean coastal waters: using spatial analysis and data on metal contamination of plants in identifying sources of pressure. *Hydrobiologia* 633 (1), 169-179.

- Lyons M., Phinn S., Roelfsema C. 2011. Integrating Quickbird multi-spectral satellite and field data: mapping bathymetry, seagrass cover, seagrass species and change in Moreton Bay, Australia in 2004 and 2007. *Remote Sensing* 3 (1), 42-64.
- Lyzenga D.R. 1978. Passive remote sensing techniques for mapping water depth and bottom features. *Applied Optics* 17 (3), 379-383.
- Marbà N., Díaz-Almela E., Duarte C.M. 2014. Mediterranean seagrass (*Posidonia oceanica*) loss between 1842 and 2009. *Biological Conservation* 176, 183-190.
- Marre G., Deter J., Holon F., Boissery P., Luque S. 2020. Fine-scale automatic mapping of living *Posidonia oceanica* seagrass beds with underwater photogrammetry. *Marine Ecology Progress Series* 643, 63-74.
- Mc Kenzie L.J., Finkbeiner M.A., Kirkman H. 2001. Methods for mapping seagrass distribution. In: Short F.T., Coles R.G. (Eds), *Global Seagrass Research Methods*. Elsevier Scientific Publishers B.V., Amsterdam, 101-122.
- McRoy C.P., McMillan C. 1977. Production ecology and physiology of seagrasses. In: *Seagrass ecosystems: a scientific prospective*, McRoy P.C., Helfferich C. (Edits.), Marcel Dekker, New York, 53-87.
- Meinesz A., Laurent R. 1978. Cartographie et état de la limite inférieure de l'herbier de *Posidonia oceanica* dans les Alpes-maritimes (France). *Campagne Poséidon 1976*. *Botanica Marina* 21 (8), 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.
- MESH. 2007. MESH (Mapping European Seabed Habitats): Review of standards and protocols for seabed habitat mapping. Edited by Coggan, R., Populus, J., White, J., Sheehan, K., Fitzpatrick, F., Piel, S., 210 pp.
- MESH. 2008. Guide de cartographie des habitats marins. RST - DYNECO/AG/07-21/JP, Ifremer, Centre de Brest, 74 p.
- 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.
- Monnier B., Pergent G., Mateo M.-Á., Clabaut P., Pergent-Martini C. 2020. Seismic interval velocity in the matte of *Posidonia oceanica* meadows: towards a non-destructive approach for large-scale assessment of blue carbon stock. *Marine Environmental Research* 161, 105085.
- Montefalcone M., 2009. Ecosystem health assessment using the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*: a review. *Ecological Indicators* 9, 595-604
- Montefalcone M., Albertelli G., Bianchi C.N., Mariani M., Morri C. 2006. 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, 29-42.
- Montefalcone M., Morri C., Peirano A., Albertelli G., Bianchi C.N. 2007. Substitution and phase-shift in *Posidonia oceanica* meadows of NW Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 75 (1), 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., Rovere A., Parravicini V., Albertelli G., Morri C., Bianchi C.N. 2013. Evaluating change in seagrass meadows: a time-framed comparison of Side Scan Sonar maps. *Aquatic Botany* 104, 204-212.
- Montefalcone M., Tunesi L., Ouerghi A. 2021. A review of the classification systems for marine benthic habitats and the new updated Barcelona Convention classification for the Mediterranean. *Marine Environmental Research*, in press.
- Moreno D., Aguilera P.A., Castro H. 2001. Assessment of the conservation status of seagrass (*Posidonia oceanica*) meadows: implications for monitoring strategy and the decision-making process. *Biological Conservation* 102, 325-332.
- Morri C. 1991. Presentation d'un indice synthétique pour l'évaluation de l'épiphytisme foliaire chez *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *Posidonia Newsletter* 4 (1), 33-37.
- Mumby P.J., Edwards A.J. 2002. Mapping marine environments with IKONOS imagery: enhanced spatial resolution can deliver greater thematic accuracy. *Remote Sensing of Environment* 82 (2-3), 248-257.
- Mumby P., Hedley J., Chisholm J., Clark C., Ripley H., Jaubert J. 2004. The cover of living and dead corals from airborne remote sensing. *Coral Reefs* 23, 171-183.
- Nellemann C., Corcoran E., Duarte C.M., Valdés L., De Young C., Fonseca L., Grimsditch G. 2009. Blue carbon - The role of healthy oceans in binding carbon. United Nations Environment Programme, GRID-Arendal, Birkeland Trykkeri AS, Norway, 80 p.
- Oprandi A., Bianchi C.N., Karayali O., Morri C., Rigo I., Montefalcone M. 2019. Confronto di descrittori a diversi livelli di complessità ecologica per definire lo stato di salute di *Posidonia oceanica* in Liguria. *Biologia Marina Mediterranea* 26 (1), 32-35.
- Orfanidis S., Papathanasiou V., Gounaris S., Theodosiou T. 2010. Size distribution approaches for monitoring and conservation of coastal *Cymodocea* habitats. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 20 (2), 177-188.
- Orth R.J., Carruthers T.J., Dennison W.C., Duarte C.M., Fourqurean J.W., Heck K.L., ..., Short F.T. 2006. A global crisis for seagrass ecosystems. *Bioscience* 56 (12), 987-996.
- Paillard M., Gravez V., Clabaut P., Walker P., Blanc J., Boudouresque C.F., Belsher T., Ursheler F., Poydenot F., Sinnassamy J., Augris C., Peyronnet J., Kessler M., Augustin J., Le Drezen E., Prudhomme C., Raillard J., Pergent G., Hoareau A., Charbonnel E. 1993. Cartographie de l'herbier de Posidonie et des fonds marins environnants de Toulon à Hyères (Var - France). Reconnaissance par sonar latéral et photographie aérienne. Notice de présentation. Ifremer & GIS Posidonie Publ., 36 p.
- Pasqualini V. 1997. Caractérisation des peuplements et types de fonds le long du littoral corse (Méditerranée, France). Thèse de Doctorat in Ecologie Marine, Université de Corse, France, 172 p.
- Pasqualini V., Pergent-Martini C., Clabaut P., Pergent G. 1998. Mapping of *Posidonia oceanica* using aerial photographs and side-scan sonar: application of the island of Corsica (France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 47, 359-367.
- Pasqualini V., Pergent-Martini C., Fernandez C., Ferrat L., Tomaszewski J.E., Pergent G. 2006. Wetland monitoring : Aquatic plant changes in two Corsican coastal lagoons (Western Mediterranean Sea). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 16 (1), 43-60.
- Pasqualini V., Pergent-Martini C., Pergent G. 1999. Environmental impacts identification along the Corsican coast (Mediterranean sea) using image processing. *Aquatic Botany* 65, 311-320.
- Pasqualini V., Pergent-Martini C., Pergent G., Agreil M., Skoufas G., Sourbes L., Tsirika A. 2005. Use of SPOT 5 for mapping seagrasses: an application to *Posidonia oceanica*. *Remote Sensing Environment* 94, 39-45.

- Pergent G. 1990. Lepidochronological analysis of the seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile: a standardised approach. *Aquatic Botany* 37, 39-54.
- Pergent G., Pergent-Martini C. 1995. Mise en œuvre d'un réseau de surveillance de la végétation marine en Méditerranée - Synthèse. Contract RA/SPA N°10/94, 25 p. + 10 p. Annexes.
- Pergent G., Bazairi H., Bianchi C.N., Boudouresque C.F., Buia M.C., Clabaut P., Harmelin-Vivien M., Mateo M.A., Montefalcone M., Morri C., Orfanidis S., Pergent-Martini C., Semroud R., Serrano O., Verlaque M. 2012. Les herbiers de Magnoliophytes marines de Méditerranée. Résilience et contribution à l'atténuation des changements climatiques. IUCN, Gland, Switzerland and Malaga, Spain, 80 p.
- Pergent G., Chessa L., Cossu A., Gazale V., Pasqualini V., Pergent-Martini C. 1995a. Aménagement du littoral: apport de la cartographie benthique. *Res Mediterranea* 2, 45-57.
- Pergent G., Leonardini R., Lopez Y Royo C., Mimault B., Pergent-Martini C. 2008. Mise en œuvre d'un réseau de surveillance Posidonies le long du littoral de la Corse - Rapport de synthèse 2004-2008. Contrat Office de l'Environnement de la Corse et GIS Posidonie Centre de Corse. GIS Posidonie Publ., Corte, France, 273 p.
- Pergent G., Monnier B., Clabaut P., Gascon G., Pergent-Martini C., Valette-Sansevin A. 2017. Innovative method for optimizing Side-Scan Sonar mapping: The blind band unveiled. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 194, 77-83.
- Pergent G., Pergent-Martini C., Boudouresque C.F. 1995b. Utilisation de l'herbier à *Posidonia oceanica* comme indicateur biologique de la qualité du milieu littoral en Méditerranée: état des connaissances. *Mésogée* 54, 3-29.
- Pergent G., Pergent-Martini C., Casalta B., Lopez y Royo C., Mimault B., Salivas-Decaux M., Short F. 2007. Comparison of three seagrass monitoring systems: SeagrassNet, "Posidonia" programme and RSP. *Proceedings of the third Mediterranean Symposium on Marine Vegetation*, Pergent-Martini C., El Asmi S., Le Ravallec C. (Edits), RAC/SPA publ., Tunis, 141-150.
- 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., Piazzì 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., Blouet S., Bellan-Santini D., ..., Pergent G. 2014. An ecosystem-based approach to assess the status of a Mediterranean ecosystem, the *Posidonia oceanica* seagrass meadow. *PloS One* 9 (6), e98994.
- UNEP/MAP. 2009. Rapport de la seizième réunion ordinaire des Parties contractantes à la Convention sur la protection du milieu marin et du littoral de la Méditerranée et à ses Protocoles. Document de travail, Marrakech (Maroc), 3-5 Novembre 2009, PAM publ., UNEP(DEPI)/MED IG.19/8, 22 p. + Annexes.
- UNEP/MAP-Blue Plan. 2009. Etat de l'environnement et du développement en Méditerranée. RAC/SPA-Plan Bleu publ., Athènes, 212 p.
- UNEP/MAP-RAC/SPA. 1999. Plan d'action relatif à la conservation de la végétation marine de Méditerranée. RAC/SPA publ., Tunis, 47 p.
- UNEP/MAP-RAC/SPA. 2005. Rapport d'évaluation de la mise en œuvre du plan d'action pour la conservation de la végétation marine en mer Méditerranée. Document de travail pour la septième réunion des points focaux nationaux pour les ASP, Séville (Espagne), 31 Mai-3 Juin 2005, RAC/SPA publ., Tunis, UNEP(DEC)/MED WG.268/6, 51 p. + Annexes.

- UNEP/MAP-RAC/SPA. 2009. Rapport sur le projet MedPosidonia. Rais C., Pergent G., Dupuy de la Grandrive R., Djellouli A. (Edits), Document d'information pour la neuvième réunion des points focaux nationaux pour les ASP, Floriana – Malte, 3-6 Juin 2009, RAC/SPA publ., Tunis, UNEP(DEPI)/MED WG.331/Inf.11, 107 p. + Annexes.
- UNEP/MAP-RAC/SPA. 2015. Guidelines for standardization of mapping and monitoring methods of Marine Magnoliophyta in the Mediterranean. Pergent-Martini C. (Ed.), RAC/SPA publ., Tunis, 48 p. + Annexes.
- UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015b. Handbook for interpreting types of marine habitat for the selection of sites to be included in the national inventories of natural sites of conservation interest. In: Bellan-Santini, D., Bellan, G., Bitar, G., Harmelin, J.-G., Pergent, G. (Eds), RAC/SPA publ., Tunis, 168 pp.
- UNEP/MAP-SPA/RAC, 2019. Report of the meeting of experts on the finalization of the classification of benthic marine habitat types for the Mediterranean region and the reference list of marine and coastal habitat types in the Mediterranean. SPA/RAC publ., Tunis, 49 p.
- Rende S.F., Irving A.D., Bacci T., Parlagreco L., Bruno F., De Filippo F., Montefalcone M., Penna M., Trabucco B., Di Mento R., Cicero A.M. 2015. Advances in micro-cartography: A two-dimensional photo-mosaicing technique for seagrass monitoring. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 167, 475-486.
- Rende S.F., Bosman A., Di Mento R., Bruno F., Lagudi A., Irving A.D., ... Cellini E. 2020. Ultra-high-resolution mapping of *Posidonia oceanica* (L.) Delile meadows through acoustic, optical data and object-based image classification. *Journal of Marine Science and Engineering* 8 (9), 647.
- Riegl B.M., Purkis S.J. 2005. Detection of shallow subtidal corals from IKONOS satellite and QTC View (50, 200 kHz) single-beam sonar data (Arabian Gulf; Dubai, UAE). *Remote Sensing of Environment* 95 (1), 96-114.
- Romero J., Martinez-Crego B., Alcoverro T., Pérez 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.
- Rowan G.S., Kalacska M. 2021. A review of remote sensing of submerged aquatic vegetation for non-specialists. *Remote Sensing* 13 (4), 623.
- Salivas-Decaux M. 2009. Caractérisation et valorisation des herbiers à *Posidonia oceanica* (L.) Delile et à *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson dans le bassin Méditerranéen. Thèse Doctorat in Ecologie Marine, Université de Corse, France, 168 p.
- Salivas-Decaux M., Bonacorsi M., Pergent G., Pergent-Martini C. 2010. Evaluation of the contamination of the Mediterranean sea based on the accumulation of trace-metals by *Posidonia oceanica*. Proceedings of the fourth Mediterranean symposium on marine vegetation (Hammamet, 2-4 December 2010). El Asmi S. (Ed.), RAC/SPA publ., Tunis, 120-124.
- Short F., Coles R.G. 2001 *Global Seagrass Research Methods*. Elsevier Science B.V. publ., Amsterdam, 473 p.
- Short F., McKenzie L.J., Coles R.G., Vidler K.P. 2002. *SeagrassNet – Manual for scientific monitoring of seagrass habitat*. Queensland Department of Primary Industries, QFS, Cairns, 56 p.
- SPA/RAC-UN Environment/MAP. 2019a. Updated classification of benthic marine habitat types for the Mediterranean Region. UNEP/MAP-SPA/RAC publ., Tunis, 23 pp.
- SPA/RAC-UN Environment/MAP. 2019b. Updated reference list of marine habitat types for the selection of sites to be included in the national inventories of natural sites of conservation interest in the Mediterranean. UNEP/MAP-SPA/RAC publ., Tunis, 20 pp.

- Telesca L., Belluscio A., Criscoli A., Ardizzone G., Apostolaki E.T., Frascchetti S., ..., Alagna A. 2015. Seagrass meadows (*Posidonia oceanica*) distribution and trajectories of change. Scientific Reports 5, 12505.
- Topouzelis K., Makri D., Stoupas N., Papakonstantinou A., Katsanevakis S. 2018. Seagrass mapping in Greek territorial waters using Landsat-8 satellite images. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 67, 98-113.
- Traganos D., Cerra D., Reinartz P., 2017. Cubesat-derived detection of seagrasses using planet imagery following unmixing-based denoising: Is small the next big? International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences-ISPRS Archives, 42 (W1), 283-287.
- Traganos D., Reinartz P. 2018. Mapping Mediterranean seagrasses with Sentinel-2 imagery. Marine Pollution Bulletin 134, 197-209.
- Vassallo P., Paoli C., Rovere A., Montefalcone M., Morri C., Bianchi C.N. 2013. The value of the seagrass *Posidonia oceanica*: a natural capital assessment. Marine Pollution Bulletin 75, 157-167.
- Vacchi M., Montefalcone M., Bianchi C.N., Ferrari M. 2012. Hydrodynamic constraints to the seaward development of *Posidonia oceanica* meadows. Estuarine, Coastal and Shelf Science 97, 58-65.
- Vacchi M., Montefalcone M., Schiaffino C.F., Parravicini V., Bianchi C.N., Morri C., Ferrari M. 2014. Towards a predictive model to assess the natural position of the *Posidonia oceanica* seagrass meadows upper limit. Marine Pollution Bulletin 83, 458-466.
- Vasquez M., Agnesi S., Al Hamdani Z., Annunziatellis A., Bekkby T., Askew A., Bentes L., Castle L., Doncheva V., Duncan G., Gonçalves J., Inghilesi R., Laamanen L., Lillis H., Manca E., McGrath F., Mo G., Monteiro P., Muresan M., O'Keeffe E., Pesch R., Pinder J., Teaca A., Todorova V., Tunesi L., Virtanen E. 2021a. Mapping seabed habitats over large areas: prospects and limits. EMODnet Phase III, Technical Report, 21 pp.
- Vasquez M., Agnesi S., Al Hamdani Z., Annunziatellis A., Castle L., Laamanen L., Lillis H., Manca E., Mo G., Muresan M., Nikolova C., Ridgeway A., Teaca A., Todorova V., Tunesi L. 2021b. Method for classifying EUSeaMap according to the new version of EUNIS, HELCOM HUB and the Mediterranean habitat types. EMODnet Phase III, Technical Report, 27 pp.
- Ventura D., Bonifazi A., Gravina M.F., Ardizzone G.D. 2017. Unmanned aerial systems (UASs) for environmental monitoring: A review with applications in coastal habitats. Aerial Robots-Aerodynamics, Control and Applications, 165-184.
- Ventura D., Bonifazi A., Gravina M., Belluscio A., Ardizzone G. 2018. Mapping and classification of ecologically sensitive marine habitats using unmanned aerial vehicle (UAV) imagery and Object-Based Image Analysis (OBIA). Remote Sensing 10 (9), 1331.
- Waycott M., Duarte C.M., Carruthers T.J.B., Orth R.J., Dennison W.C., Olyarnik S., Calladine A., Fourqurean J.W., Heck Jr. K.L., Hughes A.R., Kendrick G.A., Kenworthy W.J., Short F.T., Williams S.L. 2009. Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. Proceedings of the National Academy of Sciences 106, 12377-12381.
- Zucchetto M., Venier C., Taji M.A., Mangin A., Pastres R. 2016. Modelling the spatial distribution of the seagrass *Posidonia oceanica* along the North African coast: Implications for the assessment of Good Environmental Status. Ecological Indicators 61, 1011-1023.

Annexe – Échelles de classification absolue de l'état écologique disponibles dans la littérature pour certains descripteurs de l'herbier de *Posidonia oceanica*
Herbier (Niveau de la population)

Type de limite inférieure (UNEP-MAP-RAC/SPA, 2009)

	Très bonne	Bonne	Moyenne	Médiocre	Mauvaise
L. inf.	Progressive	Franche R+	Franche R-	Clairsemée	Régressive

Type de limite	Caractéristiques principales
Progressive	Présence de rhizomes plagiotropes en avant de la limite
Franche – Fort recouvrement (R+)	Limite nette présentant un recouvrement supérieur à 25%
Franche – Faible recouvrement (R-)	Limite nette présentant un recouvrement inférieur à 25%
Clairsemée	Densité inf. à 100 faisc./m ² , recouvrement inf. à 15%
Régressive	Présence de mattes mortes en avant de la limite

Profondeur de la limite inférieure (en m ; UNEP-MAP-RAC/SPA, 2009)

	Très bonne	Bonne	Moyenne	Médiocre	Mauvaise
L. inf.	> 34.2	34.2 à 30.4	30.4 à 26.6	26.6 à 22.8	< 22.8

Recouvrement de l'herbier (en pourcentage ; UNEP-MAP-RAC/SPA, 2009)

	Très bonne	Bonne	Moyenne	Médiocre	Mauvaise
L. inf.	> 35%	35% à 25%	25% à 15%	15% à 5%	< 5%

Densité de l'herbier (nombre de faisceaux par m²) (Pergent-Martini et al., 2005)

Profondeur (en m)	Très Bonne	Bonne	Moyenne	Médiocre	Mauvaise
1	> 1133	1133 à 930	930 à 727	727 à 524	< 524
2	> 1067	1067 à 863	863 à 659	659 à 456	< 456
3	> 1005	1005 à 808	808 à 612	612 à 415	< 415
4	> 947	947 à 757	757 à 567	567 à 377	< 377
5	> 892	892 à 709	709 à 526	526 à 343	< 343
6	> 841	841 à 665	665 à 489	489 à 312	< 312
7	> 792	792 à 623	623 à 454	454 à 284	< 284
8	> 746	746 à 584	584 à 421	421 à 259	< 259
9	> 703	703 à 547	547 à 391	391 à 235	< 235
10	> 662	662 à 513	513 à 364	364 à 214	< 214
11	> 624	624 à 481	481 à 338	338 à 195	< 195
12	> 588	588 à 451	451 à 314	314 à 177	< 177
13	> 554	554 à 423	423 à 292	292 à 161	< 161
14	> 522	522 à 397	397 à 272	272 à 147	< 147
15	> 492	492 à 372	372 à 253	253 à 134	< 134
16	> 463	463 à 349	349 à 236	236 à 122	< 122
17	> 436	436 à 328	328 à 219	219 à 111	< 111
18	> 411	411 à 308	308 à 204	204 à 101	< 101
19	> 387	387 à 289	289 à 190	190 à 92	< 92
20	> 365	365 à 271	271 à 177	177 à 83	< 83
21	> 344	344 à 255	255 à 165	165 à 76	< 76
22	> 324	324 à 239	239 à 154	154 à 69	< 69
23	> 305	305 à 224	224 à 144	144 à 63	< 63
24	> 288	288 à 211	211 à 134	134 à 57	< 57
25	> 271	271 à 198	198 à 125	125 à 52	< 52
26	> 255	255 à 186	186 à 117	117 à 47	< 47
27	> 240	240 à 175	175 à 109	109 à 43	< 43
28	> 227	227 à 164	164 à 102	102 à 39	< 39
29	> 213	213 à 154	154 à 95	95 à 36	< 36
30	> 201	201 à 145	145 à 89	89 à 32	< 32
31	> 189	189 à 136	136 à 83	83 à 30	< 30
32	> 179	179 à 128	128 à 77	77 à 27	< 27
33	> 168	168 à 120	120 à 72	72 à 24	< 24
34	> 158	158 à 113	113 à 68	68 à 22	< 22
35	> 149	149 à 106	106 à 63	< 63	
36	> 141	141 à 100	100 à 59	< 59	
37	> 133	133 à 94	94 à 55	< 55	
38	> 125	125 à 88	88 à 52	< 52	
39	> 118	118 à 83	83 à 48	< 48	

40	>	111		111 à 78		78 à 45		<	45		
----	---	-----	--	----------	--	---------	--	---	----	--	--

Rhizomes plagiotropes (en pourcentage ; UNEP-MAP-RAC/SPA, 2009)

	Très bonne	Bonne	Moyenne	Médiocre	Mauvaise
L. inf.	> 70%	70% à 30%	< 30%		

La plante (au niveau d'espèce)

Surface foliaire (en cm² par faisceau), entre Juin et Juillet (UNEP-MAP-RAC/SPA, 2009)

	Très bonne	Bonne	Moyenne	Médiocre	Mauvaise
-15 m	> 362	362 à 292	292 à 221	221 à 150	< 150

Nombre de feuilles par an (UNEP-MAP-RAC/SPA, 2009b)

	Très bonne	Bonne	Moyenne	Médiocre	Mauvaise
-15 m	> 8.0	8.0 à 7.5	7.5 à 7.0	7.0 à 6.5	< 6.5

Vitesse de croissance des rhizomes (en mm par an ; UNEP-MAP-RAC/SPA, 2009b)

	Très bonne	Bonne	Moyenne	Médiocre	Mauvaise
-15 m	> 11	11 à 8	8 à 5	5 à 2	< 2

Cellule (Niveau physiologique/biochimique): eutrophisation

Teneur en azote dans les feuilles adultes (en pourcentage, entre juin et juillet ; UNEP-MAP-RAC/SPA, 2009b)

	Très bonne	Bonne	Moyenne	Médiocre	Mauvaise
-15 m	< 1.9%	1.9% à 2.4%	2.4% à 3.0%	3.0% à 3.5%	> 3.5%

Matière organique du sédiment (en pourcentage, fraction 0.063 mm ; (UNEP-MAP-RAC/SPA, 2009b)

	Très bonne	Bonne	Moyenne	Médiocre	Mauvaise
-15 m	< 2.5%	2.5% à 3.5%	3.5% à 4.6%	4.6% à 5.6%	> 5.6%

Cellule (Niveau physiologique/biochimique) : contamination du milieu

Concentration en Argent (mg par g poids sec), limbe des feuilles adultes, entre Juin et Juillet (Salivas-Decaux, 2009)

	Très bonne	Bonne	Moyenne	Médiocre	Mauvaise
-15 m	< 0.08	0.08 à 0.22	0.23 à 0.36	0.37 à 0.45	> 0.45

Concentration en Cadmium (mg par g poids sec), limbe des feuilles adultes, entre Juin et Juillet (Salivas-Decaux, 2009)

	Très bonne	Bonne	Moyenne	Médiocre	Mauvaise
-15 m	< 1.88	1.88 à 2.01	2.02 à 2.44	2.45 à 2.84	> 2.84

Concentration en Mercure (mg par g poids sec), limbe des feuilles adultes, entre Juin et Juillet (Salivas-Decaux, 2009)

	Très bonne	Bonne	Moyenne	Médiocre	Mauvaise
-15 m	< 0.051	0.051 à 0.064	0.065 à 0.075	0.075 à 0.088	> 0.088

Concentration en Plomb (mg par g poids sec), limbe des feuilles adultes, entre Juin et Juillet (Salivas-Decaux, 2009)

	Très bonne	Bonne	Moyenne	Médiocre	Mauvaise
-15 m	< 1.17	1.17 à 1.43	1.44 à 1.80	1.81 à 3.23	> 3.23

2. Lignes directrices pour la surveillance des bioconstructions coralligènes et autres bioconstructions calcaires en zone supérieure de circalittorale de la Méditerranée

Introduction

1. Les formations calcaires d'origine biogénique de la mer Méditerranée sont représentées par les récifs coralligènes, les récifs vermétides, les récifs de *Sabellaria spp*, les récifs de Serpulidae, les récifs de coraux d'eau froide, les concrétions encroûtantes de Corallinales /trottoirs fait par *Lithophyllum byssoides*, *Titanoderma trochanter*, et *Tenarea tortuosa* les bancs formés par les coraux *Cladocora caespitosa*, *Astroides calycularis*, *Phyllangia americana mouchezii*, *Polycyathus muelleriae*, reefs formed by the stylasteridae *Errina aspera*, nodules de bryozoaires et biostalactites dans des grottes semi-obscur et obscures , Parmi eux, les récifs coralligènes (Fig. 1) et les fonds marins de rhodolithes (Fig. 2) sont les deux habitats bioconstruits les plus typiques et les plusabondants qui se développent dans la zone supérieure de circalittorale de la méditerranée (parfois dans zone inférieure de la zone côtière), constitués de structures d'algues coralliennes poussant dans des conditions de lumière faible dont les méthodes d'inventaire et de cartographie, ainsi que les protocoles de surveillance, manquent toujours d'homogénéité et de normalisation.



Figure 1 : Habitat coralligène. dominé par la gorgone *Paramuricea clavata* (panneau supérieur © par Simone Musumeci), et faciès à *Corallium rubrum* en enclave dans le coralligène (panneau inférieur © Monica Montefalcone).

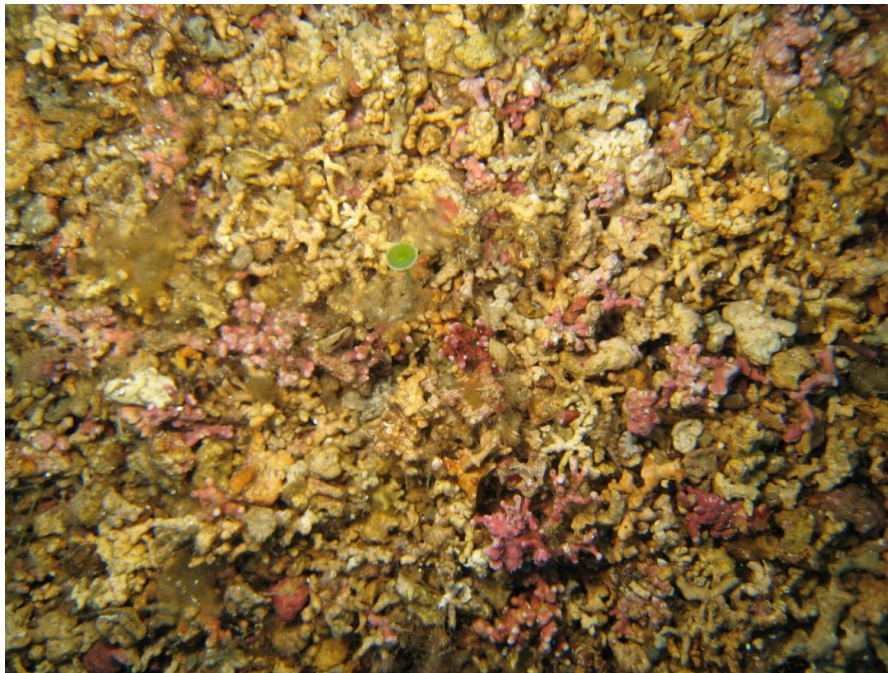


Figure 2 : Habitat des rhodolithes (photo tirée du UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015).

2. Les bioconstructions les plus importantes et les plus répandues en Méditerranée sont les récifs coralligènes (UNEP/MAP-RAC/SPA, 2008), habitat endémique et caractéristique considéré comme la biocénose climacique de la zone supérieure de circalittorale (Pérès et Picard, 1964). Le coralligène se caractérise par une richesse en espèces, une biomasse et des dépôts de carbonate comparables à ceux des récifs coralliens tropicaux (Bianchi, 2001) et des valeurs économiques élevées (Cánovas Molina et al., 2014). La construction de récifs coralligènes a commencé lors de la transgression post-Würm, il y a environ 15 000 ans, et se développe sur des fonds rocheux et biodétritiques dans des conditions relativement stables de température, de courants et de salinité.

3. Les récifs coralligènes se répartissent à la fois sur des fonds rocheux et souples, développant différentes morphologies : i) coralligène se développant sur les roches circalittorales supérieures (falaises ou affleurements, banquettes, jantes, atolls) et ii) coralligène se développant sur des fonds mous / détritiques circalittoraux créant des plateformes biogéniques (Bonacorsi et al., 2012, Piazzini et al., 2019b). Les habitats de coralligène résultent de l'équilibre dynamique entre la bioconstruction, principalement constituée de *Rhodophyte* calcifiés encroûtants appartenant aux *Corallinales* et aux *Peyssonneliales* (comme les espèces appartenant aux genres *Lithophyllum*, *Lithothamnion*, *Mésophyllum*, *Néogoniolithon* et *Peyssonnelia*), avec la contribution accessoire de *Serpulid poly Bursa*, et les processus de destruction (par les foreurs et l'abrasion physique), qui créent un habitat morphologiquement complexe où se développent des assemblages benthiques très divers (Ballesteros, 2006). La lumière représente le principal facteur limitant la bioconstruction, et les récifs coralligènes peuvent se développer dans des conditions de lumière faible (<3% de l'éclairement énergétique de la surface), de 20 m à 120 m de profondeur. La zone mésophotique supérieure (où la lumière est toujours présente, de 40 à environ 120 m de profondeur), englobant le plateau continental, est façonnée par des assemblages coralligènes extrêmement riches et diversifiés, dominés par des forêts animales qui se développent sur des récifs rocheux biogéniques.

4. Les lits de rhodolithes sont composés d'une épaisseur variable d'agrégations libres de thalles vivants et morts d'algues rouges calcaires (principalement de *Corallinales* mais également de *Peyssonneliales*) et de leurs fragments, créant ainsi un habitat tridimensionnel biogénique, instable, typiquement exposé aux courants de fond, qui recèle une plus grande biodiversité par rapport aux habitats environnants et est donc considéré comme un indicateur du point chaud de la biodiversité. Ils se produisent principalement sur les fonds détritiques côtiers de la zone mésophotique supérieure, entre 40 et 60 m de profondeur (Basso et al., 2016). Les rhodolithes sont fabriqués par des organismes à

croissance lente et peuvent vivre longtemps (> 100 ans) (Riosmena-Rodríguez et Nelson, 2017). Ces algues peuvent présenter une apparence ramifiée ou laminaire, elles peuvent parfois se développer sous forme de nodules couvrant toute la surface du fond marin ou s'accumuler au sein de marques ondulées. Dans la littérature, les termes rhodolithes et maërl sont souvent utilisés comme synonymes (UNEP/MAP-RAC/SPA, 2009). Maërl est le terme d'origine atlantique désignant les dépôts d'algues calcifiées non nucléées composées principalement de *Phymatolithon calcareum* et de *Lithothamnion corallioides*. Les rhodolithes sont conçus comme des nodules non liés formés par les algues rouges calcaires et leurs croissances, présentant un spectre continu de formes avec des tailles allant de 2 à 250 mm de diamètre moyen. Ainsi, les couches de rhodolithes incluent également les couches de maërl et de *Peyssonnelia* calcaires, mais le contraire n'est pas vrai (Basso et al., 2016). Le lit de rhodolithes est recommandé comme nom générique pour indiquer les fonds sédimentaires caractérisés par toute morphologie et espèce d'algue rouge calcaire non géciculée non liée avec > 10% de couverture vivante (Basso et al., 2016). Le nom maërl devrait être limité aux lits de rhodolithes composés d'algues non nucléées et non fixées d'algues corallines ramifiées.

5. Les récifs coralligènes fournissent différents services écosystémiques à l'homme (Paoli et al., 2017), tels que les services provisoires (nourriture, matériaux, habitat), de régulation (séquestration du carbone, recyclage des nutriments) et culturels. Ils sont vulnérables aux pressions mondiaux ou locaux. Le coralligène est menacé par des activités humaines directes, telles que le chalutage, la plongée de plaisance et l'exploitation illégale d'espèces protégées, la pêche artisanale et récréative, aquaculture, et est également vulnérable aux effets indirects du changement climatique et réchauffement globale (par exemple, anomalies thermiques positives et acidification des océans) (UNEP/MAP-RAC/SPA, 2008). Certaines espèces d'algues envahissantes (par exemple, *Womersleyella setacea*, *Acrothamnion preissii*, *Caulerpa cylindracea*) peuvent également constituer une grave menace pour ces communautés, soit en formant des tapis denses, soit en augmentant le taux de sédimentation.

6. Malgré la présence de nombreuses espèces à haute valeur écologique (dont certaines sont également protégées légalement, par exemple *Savalia savaglia*, *Spongia* (*Spongia*) *officinalis*.), Les récifs coralligènes ne figuraient pas parmi les habitats prioritaires définis par la directive de l'UE sur les habitats (92/43/CEE), même s'ils peuvent être inclus dans l'habitat «1170 Récifs» de la directive et également dans la convention de Berne. Cela implique que la bio-construction méditerranéenne la plus importante reste toujours sans protection formelle puisqu'elle n'est pas incluse dans la liste des sites d'intérêt spécial de conservation (SIC). Quelques années après l'adoption de la directive sur l'habitat, les récifs coralligènes figuraient parmi les «types d'habitats spéciaux» nécessitant une protection rigoureuse en vertu du Protocole relatifs aux Aires spécialement protégées et à la biodiversité biologique en Méditerranée (protocole SPA/BD) de la Convention de Barcelone (1995). Ce n'est que récemment, dans le cadre du "Plan d'Action pour la Conservation des Coralligènes et autres Bio-Constructions méditerranéennes" (UNEP/MAP-RAC/SPA, 2008) adopté par les Parties contractantes à la Convention de Barcelone en 2008, et mis à jour en 2016, a encouragé la conservation légale des assemblages coralligènes par la mise en place d'aires marines protégées et a souligné la nécessité de programmes standardisés de surveillance. Le coralligène a également été inclus dans la liste rouge européenne des habitats marins par l'UICN, où les bioconcrétions coralligènes infralittorales inférieures (code A5.6x) sont classées comme «quasi-menacées», et les bioconcrétions coralligènes circalittorales (code A5.6y) comme «données insuffisantes» (Gubbay et al., 2016), démontrant ainsi le besoin urgent d'investigations approfondies et de plans de surveillance précis. La même année, la Directive-Cadre sur la Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM, 2008/56/EC) a inclus «l'intégrité des fonds marins» parmi les descripteurs à estimer pour évaluer le bon état de l'environnement marin. Les structures biogéniques, telles que les récifs coralligènes, ont ainsi été reconnues comme des indicateurs biologiques importants de la qualité de l'environnement.

7. De même, les fonds marins des rhodolithes sont susceptible d'être endommagés par le dragage, les ancres lourdes et les chaînes de mouillage, chalutage ainsi que par la hausse des températures et l'acidification des océans. *Phymatolithon calcareum* et *Lithothamnion corallioides*, deux espèces constituant le maërl, sont protégés par la directive européenne «Habitats» (92/43/CEE) de l'annexe V et, à certains endroits, le maërl est également un habitat essentiel de la liste des habitats de l'annexe I de

la directive, et est donc protégé par la désignation de zones spéciales de conservation. De plus, un plan spécial pour la protection juridique des rhodolithes méditerranéens a été adopté dans le cadre du « Plan d'Action pour la conservation des coralligènes et autres bio-constructions méditerranéennes » (PNUE/PAM- SPA/RAC, 2017). Les fonds marins de rhodolithes ont également été inclus dans les sites Natura 2000 et dans la liste rouge des habitats menacés de la méditerranée par l'UICN.

8. Le plan d'action (UNEP/MAP-SPA/RAC, 2017) a identifié de nombreuses actions prioritaires pour ces deux habitats benthiques, qui concernent principalement :

- (i) L'accroissement des connaissances sur la répartition (compilation des informations existantes, réalisation d'activités sur le terrain dans de nouveaux sites ou dans des sites présentant un intérêt particulier) et la composition (liste d'espèces) de ces habitats.
- (ii) La mise en place d'un protocole de surveillance spatio-temporel standardisé pour les habitats de coralligènes et de rhodolithes.

9. Des informations détaillées sur la répartition géographique de l'habitat et les étendues bathymétriques sont préalables à une utilisation durable des zones côtières marines. Les cartes de répartition des coralligènes et des rhodolithes constituent donc un préalable fondamental à toute action de conservation de ces habitats et leurs espèces associées (Azzola et al., 2021). Les connaissances scientifiques concernant plusieurs aspects des concrétions biogéniques (taxonomie, processus, fonctionnement, relations biotiques et dynamiques) augmentent actuellement. Cependant, elles sont encore loin des connaissances que nous avons d'autres écosystèmes côtiers, tels que les herbiers, les récifs rocheux peu profonds côtiers, etc. L'une des principales lacunes concernant l'état actuel des connaissances sur les habitats coralligènes et les rhodolithes est le peu d'études spatio-temporelles sur leur répartition géographique et en profondeur aux niveaux régional et du bassin. Ces informations sont essentielles pour connaître l'étendue réelle de ces habitats en mer Méditerranée et mettre en œuvre les mesures de gestion appropriées pour garantir leur conservation (PNUE/PAM- SPA/RAC, 2017). L'inventaire et la surveillance des coralligènes et des rhodolithes soulèvent plusieurs problèmes, en raison de leur grande distribution bathymétrique, des contraintes d'échantillonnage qui en résultent et de leur accessibilité souvent limitée, de leur hétérogénéité et du manque de protocoles normalisés utilisés par différentes équipes travaillant dans ce domaine. Les restrictions opérationnelles imposées par la plongée sous-marine (Gatti et al., 2012 et leurs références) réduisent la quantité de données collectées au cours de chaque plongée et augmentent l'effort d'échantillonnage. S'il existe des protocoles pour l'inventaire et la surveillance de l'habitat coralligène, les méthodes courantes de surveillance des rhodolithes sont comparativement moins documentées.

10. Répondant au besoin de guides pratiques visant à harmoniser les méthodes existantes de surveillance des habitats bioconstruits et à la comparaison ultérieure des résultats obtenus par différents pays, les Parties contractantes ont demandé au Centre d'Activité Régionale pour les aires spécialement protégées (SPA/RAC) d'améliorer les outils d'inventaire existants et de proposer une standardisation des techniques de cartographie et de surveillance pour les habitats de coralligènes et les rhodolithes. Ainsi, les principales méthodes utilisées en méditerranée pour l'inventaire et la surveillance des bioconstructions coralligènes et autres ont résumées dans les « Méthodes standard pour l'inventaire et la surveillance des assemblages de coralligènes et de rhodolithes » (UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015). Ces directives de surveillance ont été la base du processus d'actualisation et d'harmonisation entrepris dans le présent document.

11. Pour la cartographie des habitats coralligènes et autres habitats bioconstruits, les précédentes directives (UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015) ont mis en évidence les principales conclusions suivantes :

- Si la plongée sous-marine est recommandée pour cartographier et surveiller de petites échelles spatiales et à des profondeurs plus faibles, elle devient inappropriée lorsque la zone d'étude et/ou la profondeur augmente (d'habitude profondeur > 40 m)

12. Les méthodes de relevé acoustique (sonar à balayage latéral ou échosondeur multifaisceaux) couplées à des systèmes d'observation visuelle sous-marine (ROV, caméra tractée), qui fournissent des données de terrain, deviennent alors superflues à des profondeurs supérieures à 40 m. Pour surveiller

l'état des habitats coralligènes et des autres habitats bioconstruits, les précédentes directives (UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015) ont mis en évidence les principales conclusions suivantes :

- L'évaluation de l'état des populations dépend fortement de l'échelle de travail et de la résolution demandée. Les activités de surveillance reposent principalement sur la plongée sous-marine mais, compte tenu des contraintes énumérées ci-dessus, il convient également de prendre en compte d'autres outils d'investigation (ROV, caméra tractée, par exemple), car cela permet une surveillance avec moins de précision mais sur des zones plus étendues et à grande profondeurs.
- Bien que l'utilisation de photographies ou de vidéos sous-marines puisse être pertinente, le recours à des spécialistes en taxonomie, possédant une bonne expérience des méthodes de surveillance, est souvent essentiel compte tenu de la complexité de cet habitat. L'abondance ou la couverture de taxons spécifiques peuvent être visuellement estimés sous l'eau. La présence d'individus cassés, de zones de nécroses sont autant de facteurs à prendre en compte pour la description précise du site.
- La surveillance de l'habitat coralligène commence par la réalisation d'une micro-cartographie, suivie de l'application de descripteurs et/ou d'indices écologiques. Cependant, ces descripteurs varient considérablement d'une équipe à l'autre, ainsi que leur protocole de mesure.
- La surveillance de l'habitat des rhodolithes peut être réalisée en plongée sous-marine, et inspection visuelle à l'aide de caméras ROV ou remorquées et la collecte d'échantillons à l'aide de dragues, de préhenseurs ou de carottiers. Actuellement, il n'y a pas encore de méthode standardisée largement acceptée à ce jour pour surveiller les rhodolithes, car l'action de mouvement de l'eau peut provoquer un déplacement de ces habitats sur le fond marin rendant leur inventaire plutôt difficile.

13. Dans le cadre de la mise en œuvre de l'Approche écosystémique de la Convention de Barcelone et en se basant sur les recommandations de la réunion de Groupe de Correspondance de l'Approche écosystémique sur la surveillance (CORMON), biodiversité et pêche (Madrid, Espagne, 28 Février – 1 Mars 2017), les Parties contractantes ont demandé du SPA/RAC de développer des protocoles de surveillance standardisés dans le cadre de l'IMAP pour faciliter la tâche des pays lors de la mise en œuvre de leurs programmes de surveillances. Les deux directives publiées par SPA/RAC, «Méthodes standard d'inventaire et de suivi des assemblages de coralligènes et de rhodolithes» (UNEP/MAP-CAR/ASP, 2015) et les «Lignes directrices pour l'inventaire et la surveillance des habitats sombres de la mer Méditerranée» SPA/RAC-UN Environment/MAP, OCEANA, 2017), ont été prises en compte lors de l'élaboration de ce document. Une revue de la littérature scientifique disponibles, tenant compte des techniques les plus récentes et des travaux récents réalisés par la communauté scientifique au niveau international, a également été réalisée. Si des protocoles standardisés de cartographie et de suivi des herbiers marins existent et sont bien mis en œuvre et qu'un certain nombre d'indices écologiques ont déjà été validés et étalonnés entre différentes régions, il n'en va pas de même pour les habitats de coralligènes et de rhodolithes. Ce document décrit un certain nombre de descripteurs les plus adoptés pour l'inventaire et la surveillance de coralligènes et de rhodolithes en Méditerranée ainsi que leurs avantages, restrictions et conditions d'utilisation, sont exposés. Certaines des méthodes de surveillance du coralligène ont déjà été comparées ou étalonnées, et les résultats sont brièvement présentées. Une procédure standardisée récemment proposée pour la surveillance coralligène est décrite.

Méthodes de surveillance

a) INDICATEUR COMMUN 1 : Aire de répartition et étendue de l'habitat

Approche

14. L'IC1 vise à fournir des informations sur la zone géographique dans laquelle se trouvent les habitats de coralligènes et de rhodolithes en Méditerranée et sur l'étendue totale des surfaces couvertes. En suivant la procédure globale suggérée pour la cartographie des herbiers marins en Méditerranée, trois étapes principales peuvent également être identifiées pour la cartographie des bioconstructions (se

référer aux « Lignes directrices pour la surveillance de la végétation marine en Méditerranée » dans ce document pour les détails principaux) :

- 1) La planification initiale, qui inclut la définition des objectifs afin de sélectionner la surface minimale à cartographier et la résolution, les outils et les équipements nécessaires
- 2) Le levé sur le terrain est la phase pratique pour la collecte de données, c'est la phase la plus coûteuse car elle nécessite généralement des activités sur le terrain.
- 3) Le traitement et l'interprétation des données nécessitent des connaissances et de l'expérience pour garantir que les données collectées soient utilisables et fiables.

Résolution

15. Les mesures de l'étendue totale de l'habitat peuvent être soumises à une grande variabilité, la valeur finale étant influencée par les méthodes utilisées pour obtenir des cartes et par la résolution à la fois lors de l'acquisition des données et de la restitution cartographique finale. La sélection d'une échelle appropriée est une étape critique de la phase de planification initiale (Mc Kenzie et al., 2001). Lorsque des grandes surfaces doivent être cartographiées et des levés globaux effectués, une précision moyenne et un niveau de détail inférieur peuvent être acceptés, ce qui signifie que la répartition de l'habitat et la définition de ses limites d'extension ne sont souvent qu'indicatives. Lorsque des zones plus petites doivent être cartographiées, une précision et un niveau de résolution beaucoup plus élevés sont nécessaires et sont facilement réalisables, grâce aux techniques de cartographie haute résolution (multifaisceaux, échosondeur) disponibles à ce jour. Cependant, obtenir des cartes détaillées prend du temps et est coûteux, il est donc pratiquement impossible lorsque le temps ou les ressources sont limités (Giakoumi et al., 2013). Ces cartes détaillées fournissent une localisation précise de la distribution de l'habitat et une définition précise de ses limites et de l'étendue totale de l'habitat, toutes les caractéristiques nécessaires aux fins de contrôle et de surveillance futurs sur une période donnée. Ces échelles à haute résolution sont également utilisées pour sélectionner des sites manifestes où les actions de surveillance doivent être concentrées.

16. Une échelle de 1 : 10000 est le meilleur choix pour cartographier les lits de rhodolithes au niveau régional. À cette échelle, il est possible de délimiter des superficies jusqu'à 500 m² environ, ce qui constitue un bon compromis entre la délimitation précise des lits de rhodolithes et l'effort d'étude au niveau régional. Inversement, une échelle égale à 1 : 1000 (ou plus) est suggérée pour les études de suivi détaillées de gisements sélectionnés de rhodolithes, où la définition de la surface et les limites des rhodolithes devraient être localisées et surveillées avec plus de précision dans le temps. Deux lits de rhodolithes adjacents sont considérés comme séparés si, en tout point de leurs limites, une distance minimale de 200 m est atteinte (Basso et al., 2016).

17. Bien que nous ayons une connaissance générale de la composition et l'occurrence des habitats coralligènes et des rhodolithes en Méditerranée (Ballesteros, 2006 ; Relini, 2009; Relini and Giaccone, 2009; UNEP/MAP-RAC/SPA, 2009; Relini, 2009 ; Relini et Giaccone, 2009), la rareté des données cartographiques à une petite échelle de la distribution géographique de ces habitats sont l'une des plus grandes lacunes du point de vue de la conservation. Un premier résumé de Agnesi et al. (2008) a souligné la rareté des données cartographiques disponibles, avec moins de 50 cartographies répertoriées pour le bassin méditerranéen au cours de cette période. La plupart des cartes disponibles sont récentes (moins de dix ans) et géographiquement disparates, principalement pour le bassin nord-ouest de la Méditerranée. Une autre étude récente (Martin et al., 2014) a mis en évidence la présence de quelques ensembles de données sur la répartition des fonds coralligènes dans les récifs coralligènes et les rhodolithes, provenant de 17 pays méditerranéens, la plupart d'entre eux étant hétérogènes et dotés de légendes non standardisées, même dans le même pays. Des données actualisées ont également été collectées au cours des dernières années dans certains pays grâce aux nouvelles activités de surveillance afférentes à la DCSMM, et ces informations seront disponibles dans les années à venir. (voir Aguilar et al., 2018; SPA/RAC-UNEP/MAP, 2020).

18. Deux cartes d'ensemble montrant la répartition des habitats coralligène (Giakoumi et al., 2013) (Fig. 3) et maërl (Martin et al., 2014) (Fig. 4) en méditerranée ont été produites sur la base des informations disponibles. Les habitats coralligènes couvrent une superficie d'environ 2763 km² dans 16 pays méditerranéens, à savoir, l'Albanie, l'Algérie, la Croatie, Chypre, la France, la Grèce, l'Italie, Israël, le Liban, la Libye, Malte, Monaco, le Maroc, l'Espagne, la Tunisie et la Turquie. Toutes les autres écorégions présentaient une couverture inférieure, la mer d'Alboran étant la plus basse. Des données très limitées ont été trouvées sur la présence de formations coralligènes sur les côtes sud et est de la mer Levantine, bien que des informations récentes soient devenues disponibles au Liban (Aguilar et al., 2018; SPA / RAC-UNEP / MAP, 2020). Les informations étaient nettement plus nombreuses pour le nord que pour le sud de la méditerranée. La mer Adriatique et la mer Égée ont présenté la plus grande couverture en termes de présence de formations coralligènes, suivies de la mer Tyrrhénienne et du bassin algéro-provençal. Cette distribution inégale des données sur la distribution coralligène en Méditerranée ne dépend pas seulement de l'effort de recherche investi ou de la disponibilité des données, mais dépend également de l'hétérogénéité géomorphologique du littoral et des fonds marins de la méditerranée : le bassin nord englobe 92,3% du littoral rocheux méditerranéen, tandis que les régions du sud et de l'extrême sud-est sont dominées par des côtes sableuses (Giakoumi et al., 2013 et leurs références). Par conséquent, la vaste répartition des coralligènes dans les mers Adriatique, Égée et Tyrrhénienne est étroitement liée à la présence de côtes rocheuses étendues dans ces régions, l'Italie, la Grèce et la Croatie couvrant 74% des côtes rocheuses de la Méditerranée.

19. Les connaissances sur les fonds marins de maërl/rhodolithes étaient quelque peu limitées par rapport à celles disponibles pour le coralligène. Les habitats de rhodolithes couvrent une superficie d'environ 1654 km². Seules des informations sporadiques et ponctuelles sont disponibles, principalement en provenance du nord de l'Adriatique, de la mer Égée et de la mer Tyrrhénienne. Des jeux de données sont disponibles pour la Grèce, la France (Corse), Chypre, la Turquie, l'Espagne, Liban et l'Italie. Malte et la Corse, disposent d'importants ensembles de données sur cet habitat, comme le montrent des levés à petite échelle dans des zones ciblées (Martin et al., 2014).

20. Ces cartes globales à faible résolution sont encore incomplètes, les informations disponibles étant très hétérogènes en raison de la grande variabilité des efforts de cartographie et de surveillance dans le bassin méditerranéen ; une cartographie plus poussée est donc nécessaire pour déterminer l'étendue complète de ces habitats très variables à l'échelle spatiale méditerranéenne. Cependant, ces cartes globales peuvent être très utiles pour la connaissance globale des zones inférieures couvertes par les coralligènes et les rhodolithes et pour déterminer où des levés doivent être menés à l'avenir pour collecter les données manquantes.

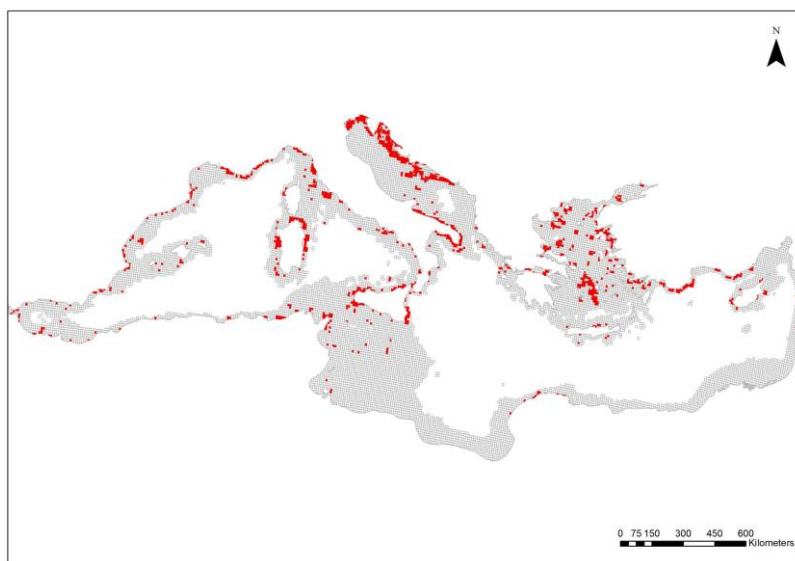


Figure 3 : Echelle globale Répartition des habitats coralligènes en mer méditerranée (zones rouges)
(d'après Giakoumi et al., 2013).



Figure 4 : Echelle globale Répartition des habitats de rhodolithes/maërl en mer méditerranée (zones rouges)
(d'après Martin et al., 2014).

Méthodes

21. La définition de la répartition des limites et de l'étendue des habitats coralligènes et des rhodolithes nécessite des techniques «conventionnelles» de cartographie de l'habitat, similaires à celles utilisées pour les herbiers dans les eaux profondes (Tab. 1). Les techniques de cartographie de télédétection et/ou les levés visuels sous-marines peuvent être utilisées et sont souvent intégrées. L'utilisation simultanée de deux méthodes de cartographie ou plus permet d'optimiser les résultats étant donné que les informations obtenues sont complémentaires. La stratégie à adopter dépendra donc de l'objectif de l'étude et de la zone concernée, des moyens et du temps disponibles.

Observations sous-marines et méthodes d'échantillonnage

22. Bien que l'observation directe sous-marine par la plongée sous-marine (par exemple, évaluations visuelles le long des transects,) soit souvent utilisée pour cartographier de petites zones, cette méthode d'investigation atteint rapidement ses limites lorsque la zone d'étude et la profondeur augmentent de manière significative, même si l'évaluation peut être optimisée e par l'intégration des transects vidéo. Les observations directes fournissent des données ponctuelles et discrètes essentielles pour la vérification au sol des levés instrumentaux et pour la validation des informations continues modélisées/interpolées (i.e. couverture complète des surfaces) obtenues à partir de données relatives à des portions limitées de la zone d'étude ou le long du sentier. Les levés sur le terrain doivent être suffisamment nombreux et répartis de manière appropriée pour obtenir la précision nécessaire, compte tenu en particulier de la grande hétérogénéité des habitats de coralligène et rhodolithes.

23. Les observations sous-marines in situ représentent la technique de cartographie de l'habitat coralligène la plus fiable jusqu'à 30-40 m de profondeur, selon les règles locales pour la plongée scientifique (Tab.1). Les levés peuvent être effectués le long de lignes (transect) ou sur de petites surfaces (quadrats permanents) positionnées sur le fond de la mer et situées de manière à suivre les limites de l'habitat. Le transect est constitué de lignes marquées entourées d'une nervure et placées au bas de points fixes dans une direction précise, généralement perpendiculaire ou parallèle par rapport au littoral (Bianchi et al., 2004a). Toute modification de l'habitat et de la typologie du substrat, dans une ceinture des deux côtés de la ligne (en considérant une surface d'environ 1-2 m par côté), est enregistrée sur les ardoises sous-marines. Les informations enregistrées permettent une cartographie précise et détaillée du secteur étudié (Tab. 1).

24. La plongée sous-marine est également suggérée comme un outil sûr et rentable pour obtenir une description visuelle et un échantillonnage des lits de rhodolithes peu profonds jusqu'à 30-40 m de

profondeur, selon les règles locales pour la plongée scientifique (Tab. 1). Les observations sous-marines sont efficaces pour une première caractérisation des faciès aériens de cet habitat, tandis que pour décrire la communauté souterraine, des échantillons au fond deviennent nécessaires. La surface d'un lit de rhodolithes vivant est naturellement composée d'une quantité variable de thalles vivants et de leurs fragments, reposant sur une épaisseur variable de matière morte et de sédiments plus fins. Il n'existe pas de données bibliographiques sur l'étendue spatiale minimale requise pour qu'une partie du fond de la mer soit définie comme un lit de rhodolithes. Un lit de rhodolithes est défini comme un habitat qui se distingue des fonds marins environnants par le fait que plus de 10% du substrat mobile est recouvert d'algues coralliennes calcaires vivantes sous forme de branches et/ou de nodules non fixés (Basso et al., 2016). Les lits de rhodolithes vivants sont naturellement accompagnés d'une quantité variable de rhodolithes morts et de leurs fragments ; ainsi, un seuil > 50% de la surface couverte par les rhodolithes morts et leurs fragments est défini comme la condition permettant d'identifier un lit de rhodolithes morts. Un fond marin recouvert de couches algales incomplètes de galets lithiques et de restes de coquille ne doit pas être considéré comme un lit de rhodolithes. Les informations obligatoires nécessaires à une première description des gisements de rhodolithes comprennent la gamme de profondeur, l'étendue, les structures sédimentaires du fond marin (telles que les ondulations, les méga-ondulations et les dunes sous-marines), l'épaisseur de la couche vivante, le pourcentage moyen de couverture de les thalles, le ratio de rhodolithes vivants/ morts, les morphologies dominantes des rhodolithes (voir figure 5).

25. Récemment, un outil innovant, à savoir le BioCube, un appareil de 1m de hauteur permettant l'acquisition de photo-quadrates de 80 cm x 80 cm, a été mis en œuvre pour la caractérisation du fond marin détritique et des rhodolithes sans plongée (Astruch et al., 2019). Les photos-quadrates ont été réalisées avec une caméra vidéo numérique avec un déclenchement temporel de 30 secondes. Une autre caméra liée à un écran en surface est fixée au BioCube pour contrôler le flux de travail et la position du cadre en temps réel. Pendant l'acquisition des données, une troisième caméra filme le paysage marin pour obtenir des informations complémentaires sur les poissons démersaux et l'étendue des assemblages.

26. Des méthodes d'échantillonnage de navires impliquant des préhensions à l'aveuglette, des dragues et des carottiers dans un certain nombre de points choisis au hasard dans une zone d'étude peuvent être utilisées pour vérifier la présence de lits de rhodolithes profonds (vérification au sol des données acoustiques) et pour une description taxonomique et de structure complète de l'habitat (Tab. 1). L'épaisseur de la couverture vivante pourrait être mesurée à travers le côté transparent ou amovible d'un carottier. Alternativement, un sous-échantillon pourrait être prélevé de la carotte récupérée en utilisant une carotte plexiglas d'environ 10 cm de diamètre et d'au moins 20 cm de long. Le carottage d'une section $\geq 0,16 \text{ m}^2$ est recommandé car il présente l'avantage de préserver la stratification du substrat d'origine. L'utilisation de méthodes d'échantillonnage destructives à partir des bateaux pour la caractérisation des lits de rhodolithes devrait être découragée autant que possible, afin de minimiser l'impact.

27. La contribution potentielle des réseaux de science citoyenne pour la cartographie et le suivi de l'habitat coralligène doit être mentionnée (Gerovasileiou et al., 2017), en particulier pour l'évaluation des événements de mortalité massive liés au réchauffement climatique et aux vagues de chaleur (Garrabou et al., 2019). Voir par exemple les initiatives disponibles sur <http://cs.cigesmed.eu/en> et <https://t-mednet.org/mass-mortality/mass-mortality-events>). Le protocole CIGESMED, en particulier, a déjà été appliqué dans différentes parties de la Méditerranée (David et al., 2014; Çinar et al., 2020).

Levés par télédétection

28. Étant des habitats coralligènes et rhodolithes biogéniques répartis principalement jusqu'à 30 m de profondeur), les techniques acoustiques de télédétection (sonar latéral, échosondeur multifaisceaux, etc.) ou les enregistrements vidéo sous-marins (ROV, caméras remorquées) sont généralement recommandés, bien qu'ils nécessitent un temps d'acquisition très long compte tenu de leur vitesse et de leur portée limitées (Georgiadis et al., 2009). L'utilisation de la télédétection permet de caractériser de

vastes zones côtières pour définir la configuration spatiale globale des habitats de coralligènes et de rhodolithes. À partir de cartes obtenues grâce à des levés par télédétection, il est facile découvrir la présence ou non de l'habitat, son aire de répartition et son étendue totale. Les méthodes acoustiques sont actuellement la technique la plus pratique pour cartographier les lits de rhodolithes, associées à la vérification au sol par ROV et/ou au carottage. Le pourcentage de couverture de thalles vivants sur une vaste zone peut également être évalué à partir d'un levé ROV. L'utilisation de techniques acoustiques associées à un bon système de géolocalisation permet de suivre l'évolution de l'étendue de l'habitat des rhodolithes au fil du temps (Bonacorsi et al., 2010).

29. Les observations visuelles depuis la surface peuvent être effectuées à l'aide de techniques d'imagerie telles que la photographie et la vidéo. L'équipement photographique et les caméras peuvent être montés sur une structure verticale (traîneau ou plateforme) ou sur des véhicules télécommandés (ROV). La caméra sur une structure verticale est immergée à l'arrière du bateau et est remorquée par le bateau qui avance très lentement (moins d'un nœud), tandis que les ROV disposent de leur propre système de propulsion et sont télécommandés depuis la surface. L'utilisation de caméras vidéo remorquées (ou ROV) lors des levés permet de voir les images à l'écran en temps réel, d'identifier les caractéristiques spécifiques de l'habitat et d'évaluer tout changement de l'habitat ou de tout autre élément caractéristique du fond marin, et ce levé vidéo préliminaire peut également être utile pour localiser les stations de surveillance. Les images enregistrées sont ensuite examinées pour obtenir une restitution cartographique sur une plate-forme SIG pour chacune des zones examinées. Pour faciliter et améliorer les résultats obtenus avec la caméra, des modules d'acquisition communs intégrant la profondeur, des images du fond marin et le positionnement géographique ont été développés (PNUE/PAM-CAR/ASP, 2015).

30. Le sonar fournit des images du fond marin grâce à l'émission et à la réception d'ultrasons. Parmi les principales techniques de cartographie acoustique disponibles (Kenny et al., 2003), des systèmes de faisceaux acoustiques étendus tels que le sonar à balayage latéral (SSS) et l'échosondeur à faisceaux multiples sont généralement utilisés pour la cartographie des habitats coralligènes et de rhodolithes. Toutes les techniques de cartographie acoustique sont intrinsèquement affectées par les incertitudes dues à la classification manuelle des différentes signatures acoustiques des types de substrat sur les sonogrammes. Des erreurs d'interprétation des sonogrammes peuvent survenir lorsque l'observateur ne distingue pas facilement deux types de substrat. L'interprétation des données de télédétection nécessite un étalonnage approfondi sur le terrain et le processus de vérification au sol reste essentiel. L'interprétation des sonogrammes étant également une tâche qui prend du temps, plusieurs techniques de traitement ont été proposées afin d'automatiser rapidement l'interprétation des sonogrammes et de fiabiliser cette interprétation (Montefalcone et al., 2013 et leurs références, Viala et al., 2021) considérant également que la technologie actuelle fournit des systèmes de réseaux de neurones et d'intelligence artificielle pour supporter ces opérations. Ces méthodes de classification permettent une bonne discrimination entre les sédiments meubles et les récifs rocheux. L'œil humain reste cependant toujours le juge final.

La modélisation

31. Les techniques de modélisation peuvent être utilisées pour combler les lacunes dans les connaissances sur la distribution spatiale des habitats en prévoyant les zones susceptibles de convenir à une communauté. Les modèles reposent généralement sur des variables physiques et environnementales (température de l'eau, salinité, profondeur, mouvement de l'eau concentrations d'éléments nutritifs, types de fonds marins, par exemple), qu'il est généralement plus facile d'enregistrer et de cartographier aux niveaux régional et mondial, contrairement aux données sur les espèces et l'habitat. Une étude récente montre la corrélation entre l'énergie des vagues de vent au fond de la mer et la présence du lit de rhodolithes (Agnesi et al., 2020) se produisent, probabilité donc d'information sur les valeurs d'énergie des vagues nécessaires à la modélisation dans le continent off-shore et donc sur les valeurs d'énergie des vagues nécessaires pour la modélisation dans le plateau continental offshore (Agnesi et al., 2020). Malgré les limites inhérentes et les incertitudes associées, la modélisation prédictive est une alternative économique aux levés sur le terrain car elle peut aider à identifier et à cartographier les écosystèmes marins sensibles. Sur la base des jeux de données spatiaux disponibles pour les populations

de coralligènes et de rhodolithes, une modélisation prédictive a été réalisée afin de produire deux cartes continues de ces deux habitats à travers la mer Méditerranée (Martin et al., 2014). Pour le coralligène, la bathymétrie, la pente du fond marin et l'apport de nutriments ont été les trois principaux contributeurs au modèle. Les zones prévues dans lesquelles les conditions étaient propices à la présence d'un habitat coralligène ont été localisées sur la côte nord-africaine et ne présentaient pas de données d'occurrence disponible à ce jour. Pour les rhodolithes, la concentration en phosphate, la vitesse géostrophique du courant de surface de la mer, la concentration en silicate et la bathymétrie ont été les quatre principaux contributeurs au modèle. Compte tenu de la rareté des données d'occurrence de cet habitat en Méditerranée, et en particulier sur la côte nord-africaine, et la côte sud du Levant, les résultats du modèle sont relativement informatifs car ils mettent en évidence plusieurs zones appropriées pour lesquelles aucune donnée cartographique d'occurrence n'était disponible à ce jour.

32. Une application récente de modélisation spatiale prédictive a été réalisée à partir d'une couverture acoustique complète du fond marin associée à une vérifications par des observations sous-marines réalisées en plongée sous-marine (Vassallo et al., 2018). Cette approche a été appliquée aux récifs coralligènes de l'aire marine protégée de Tavolara - Punta Coda Cavallo (nord-est de la Sardaigne, Italie), au moyen d'un regroupement flou d'une série d'observations in situ. Le modèle a permis de reconnaître et de cartographier les habitats coralligènes dans la zone de protection marine et a montré que la distribution des habitats était principalement fonction de la distance par rapport à la côte, de la profondeur et des lithotypes. On trouvera un autre exemple de prévision relative à l'habitat dans Zapata - Ramírez et al. (2016) and Rossi et al. (2021).

Tableau 1 : Synthèse des outils de levés utilisés pour définir l'aire et l'étendue de la répartition de l'Indicateur commun 1_Habitat pour les habitats de coralligènes et de rhodolithes. Le cas échéant, la gamme de profondeur, la surface cartographiée, la résolution spatiale, l'efficacité (exprimée en kilomètres carrés par heure), les principaux avantages ou les limites de chaque outil sont indiqués, avec des références bibliographiques.

Outil de levé	Gamme de profondeur	Surface	Résolution	Efficacité énergétique	Avantages	Limites	Références
Plongée sous-marine et suivi visuel	0 m jusqu'à 40 m, selon les règles locales en matière de plongée scientifique sécurisé	Petites zones, moins de 250 m ²	À partir de 0,1 m	0,0001 à 0,001 km ² /heure	<ul style="list-style-type: none"> - Très grande précision pour l'identification (taxonomie) et la distribution des espèces (micro-cartographie) - Non destructif - Faible coût, facile à mettre en œuvre 	<ul style="list-style-type: none"> - Petite zone inventoriée - Chronophage - Profondeur opérationnelle limitée - Plongeurs hautement qualifiés - Scientifiquement est requis (contraintes de sécurité) - Géoréférencement variable du site de plongée 	Piazzini et al. (2019a et références)
Échantillonnage de navires à préhension à l'aveuglette, dragues ou carottiers	0 m à environ 50 m (jusqu'à la limite inférieure des lits de rhodolithes)	Zones intermédiaires (quelques km ²)	De 1 à 10 m	0,025 à 0,01 Km ² /heure	<ul style="list-style-type: none"> - Très grande précision pour l'identification (taxonomie) et la distribution des espèces (micro-cartographie) - Toutes les espèces identifiées - Possibilité d'identification <i>a posteriori</i> - Faible coût, facile à mettre en œuvre 	<ul style="list-style-type: none"> - Méthode destructive, généralement déconseillée - Petite zone inventoriée - Matériel d'échantillonnage nécessaire - Difficulté à collecter des échantillons représentatifs - L'analyse des échantillons prend beaucoup de temps 	PNUE/PAM-CAR/ASP (2015)

						-Profondeur opérationnelle limitée	
Outil de levé	Gamme de profondeur	Surface	Résolution	Efficacité énergétique	Avantages	Limites	Références
Sonar à balayage latéral	8 m à plus de 120 m (jusqu'à la limite inférieure de l'habitat coralligène)	De moyenne à grande superficie (50-100 km ²)	À partir de 1 m	1 à 4 km ² /heure	<ul style="list-style-type: none"> - Grande portée bathymétrique - Représentation réaliste du fond marin - Bonne identification de la nature du fond et des assemblages (rhodolithes) avec position des bords - Exécution rapide - Non destructif - Très grande masse de données 	<ul style="list-style-type: none"> - Image type panneau (2D) représentant l'habitat complexe 3D - Erreurs possibles dans l'interprétation des sonogrammes - Acquisition des données de terrain nécessaires à la validation des sonogrammes - Coût élevé - Peu utilisé pour la cartographie des pentes verticales 	Cánovas Molina et al. (2016 b)
Echosondeur multi-faisceaux	2 m à plus de 120 m (jusqu'à la limite inférieure de l'habitat coralligène)	De petites surfaces (quelques centaines de metre carrée) moyenne, à grande superficie (50-100 km ²)	À partir de 50 cm (linéaire) et inférieur à 1 m (profondeur) quelques cm	0,5 à 6 km ² /heure	<ul style="list-style-type: none"> - Possibilité d'obtenir une représentation 3D du fond marin - Double information collectée (bathymétrie et 	<ul style="list-style-type: none"> - Traitement complexe de l'information - Imagerie moins précise (nature du lit) que le sonar à balayage latéral - Acquisition des données de terrain nécessaires à la 	Cánovas Molina et al. (2016 b)

					image du fond marin) - Gamme bathymétrique très précise et large - Exécution rapide - Très grande masse de données- Non destructif	validation des interprétation des données acoustiques - Coût élevé	
Véhicule télécommandé (ROV)	2 m à plus de 120 m (jusqu'à la limite inférieure de l'habitat coralligène)	Petites zones intermédiaires (quelques km ²)	À partir de 1 m à 10 m	0,025 à 0,01 Km ² /heure	- Non destructif - Possibilité de prendre des photos - Bonne identification de l'habitat et des espèces visibles - Grande portée bathymétrique	- Petite région levée - Coût élevé - Enregistrement et traitement lent des informations - Positionnement variable (géoréférencement) Difficile à manipuler avec les courants	Cánovas Molina et al. (2016a) ; Enrichetti et al. (2019)
Outil de levé	Gamme de profondeur	Surface	Résolution	Efficacité énergétique	Avantages	Limites	Références
Caméra remorquée	2 m à plus de 120 m (jusqu'à la limite inférieure de l'habitat coralligène)	Petites zones intermédiaires (quelques km ²)	À partir de 1 m à 10 m	0,025 à 1 km ² /heure	- Facile à installer et possibilité de prendre des photos - Bonne identification de l'habitat et des espèces visibles - Non destructif - Grande zone couverte	- Limité à fond homogène et horizontal - Enregistrement et traitement lent des informations - Positionnement variable (géoréférencement) - Transparence de l'eau - Difficile à manipuler dans un trafic nautique intense	PNUE/PAM-CAR/ASP (2015)

L'interprétation des données

33. Une fois le levé terminé, les données collectées doivent être organisées de manière à ce qu'elles puissent être utilisées à l'avenir par tous, archivées de manière appropriée et facilement consultables. Une définition claire de toutes les métadonnées doit être fournie avec le jeu de données afin de garantir une intégration future avec des données similaires provenant d'autres sources. Pour produire des cartes d'habitats, quatre étapes importantes pour la production d'une carte de l'habitat doivent être suivies :

1. Traitement, analyse et classification des données biologiques, et leur géolocalisation correcte et précise, par le biais d'un processus d'interprétation d'images acoustiques, le cas échéant.
2. Sélection des couches physiques les plus appropriées (par exemple, substrat, bathymétrie, hydrodynamique)
3. Intégration des données biologiques et des couches physiques, et utilisation de la modélisation statistique pour prévoir la distribution de l'habitat et interpoler les informations ponctuelles ;
4. La carte produite doit ensuite être évaluée pour sa précision, c'est-à-dire sa capacité à représenter la réalité, et donc sa fiabilité.

34. Au cours de la première étape du processus d'analyse et de classification, un système de classification normalisé doit être utilisé pour étiqueter et classer les habitats benthiques sur les cartes résultantes et pour assurer l'uniformité et la lisibilité des cartes finales. Il convient de consulter les deux listes récemment mises à jour des types d'habitats marins benthiques, à savoir: 1) le système d'information sur la nature Européen (EUNIS) proposé pour les mers européennes (disponible sur <http://eunis.eea.europa.eu>; Evans et al. , 2016); et 2) la classification de la Convention de Barcelone des types d'habitats benthiques marins adoptée pour la région méditerranéenne par les Parties contractantes (disponible sur https://www.rac-spa.org/sites/default/files/doc_fsd/habitats_list_en.pdf; SPA/RAC-UN Environment/MAP, 2019a, b; Montefalcone et al., 2021). Les deux listes mises à jour identifient les habitats coralligènes et rhodolithiques spécifiques que l'on peut trouver de la zone infralittorale à la zone circalittorale, avec leurs principales associations et faciès caractéristiques. La première description originale des types d'habitats pour la Méditerranée a été révisée en 2015 (UNEP/MAP-SPA/RAC, 2015b), mais un nouveau manuel d'interprétation mis à jour de tous les types d'habitats de référence mis à jour pour la région méditerranéenne est en cours d'élaboration, qui est également en cours d'élaboration fournit les critères de leur identification. Les habitats du coralligène et des rhodolithes répertoriés dans le système de classification mis à jour de la Convention de Barcelone sont les suivants (SPA / RAC-UN Environment / MAP, 2019a, b):

INFRALITTORALE

MB1.5 Roche infralittorale

MB1.55 Coralligène (enclave du circalittoral,)

CIRCALITTORALE

MC1.5 Roche circalittorale

MC1.51 falaises de Coralligène

MC1.51a Coralligène dominée par les algues

MC1.511a Association à Corallinales encroûtantes

MC1.512a Association à Fucales ou Laminariales

MC1.513a Association avec des algues sciaphilique autres que des Fucales, des Laminariales, Corallinales encroûtantes et des Caulerpales

MC1.514a Association à *Caulerpa spp.* non-indigènes de Méditerranée

MC1.51b Coralligène dominé par les invertébrés

MC1.511b Faciès avec de petites éponges

MC1.512b Faciès avec de grandes éponges dressées

MC1.513b Faciès avec Hydrozoa

MC1.514b Faciès avec Alcyonacea

MC1.515b Faciès avec Ceriantharia

MC1.516b Faciès avec Zoantharia

MC1.517b Faciès avec Scleractinia

MC1.518b Faciès avec Vermetidae et / ou Serpulidae

MC1.519b Faciès avec Bryozoa

MC1.51Ab Faciès avec Ascidiacée

MC1.51c Coralligène dominé par les invertébrés recouvert de sédiments

Voir MC1.51b pour des exemples de faciès

MC1.52 Roche du plateau continental

MC1.52a Affleurements coralligènes

MC1.521a Faciès avec de petites éponges

MC1.522a Faciès avec Hydrozoa

MC1.523a Faciès avec Alcyonacea

MC1.524a Faciès avec Antipatharia

MC1.525a Faciès avec Scleractinia

MC1.526a Faciès avec Bryozoa

MC1.527a Faciès avec Polychaeta

MC1.528a Faciès avec Bivalvia

MC1.529a Faciès avec Brachiopoda

MC1.52b Affleurements coralligènes recouverts de sédiments Voir MC1.52a pour des exemples de faciès

MC1.52c banques profondes

MC1.521c Faciès avec Antipatharia

MC1.522c Faciès avec Alcyonacea

MC1.523c Faciès avec Scleractinia

MC2.5 Habitat biogénique circalittoral

MC2.51 Plates-formes coralligènes

MC2.511 Association avec des Corallinales incrustantes

MC2.512 Association avec Fucales

MC2.513 Association avec des *Caulerpa spp.*

MC2.514 Faciès avec de petites éponges

MC2.515 Faciès aux éponges larges et dressées

MC2.516 Faciès avec Hydrozoa

MC2.517 Faciès avec Alcyonacea

MC2.518 Faciès avec Zoantharia

MC2.519 Faciès avec Scleractinia

- MC2.51A Faciès avec Vermetidae et / ou Serpulidae
- MC2.51B Faciès avec Bryozoa
- MC2.51C Faciès avec Ascidiacée
- MC3.5 Sédiment grossier circalittoral
 - MC3.51 Fonds détritiques côtiers
 - MC3.511 Association avec Laminariales
 - MC3.512 Faciès aux éponges larges et dressées
 - MC3.513 Faciès avec Hydrozoa
 - MC3.514 Faciès avec Alcyonacea
 - MC3.515 Faciès avec Pennatulacea
 - MC3.516 Faciès avec Polychaeta (complexe Salmacina-Filograna inclus)
 - MC3.517 Faciès avec Bivalvia
 - MC3.518 Faciès avec Bryozoa
 - MC3.519 Faciès avec Crinoidea
 - Faciès MC3.51A avec Ophiuroidea
 - MC3.51B Faciès avec Echinoidea
 - MC3.51C Faciès avec Ascidiacée
- MC3.52 Fonds détritiques côtiers avec rhodolithes
 - MC3.521 Association avec maërl
 - MC3.522 Association avec Peyssonnelia spp.
 - MC3.523 Association avec Laminariales
 - MC3.524 Faciès avec de grandes éponges dressées
 - MC3.525 Faciès avec Hydrozoa
 - MC3.526 Faciès avec Alcyonacea
 - MC3.527 Faciès avec Pennatulacea
 - MC3.528 Faciès avec Zoantharia
 - MC3.529 Faciès avec ascidiacée

35. La sélection des couches physiques à afficher sur les cartes et à utiliser pour suivre les analyses statistiques prédictives peut constituer une approche intéressante dans le cadre général de la cartographie des habitats coralligènes et des rhodolithes, car cela réduirait le temps de traitement. Cependant, il est encore peu utile car seuls quelques paramètres physiques permettent de prédire clairement la répartition de ces deux habitats, à savoir, la bathymétrie, la pente du fond marin et les apports en nutriments pour la concentration en coralligène et en phosphates, la vitesse géostrophique du courant de surface de la mer, concentration en silicate et bathymétrie pour les rhodolithes (Martin et al., 2014).

36. L'intégration et la modélisation des données sont souvent une étape nécessaire, car les levés indirects ou par télédétection effectuées par les navires sont souvent limitées en raison du temps et des coûts associés

et ne permettent que rarement d'obtenir une couverture complète de la zone d'étude. Une couverture inférieure à 100% signifie automatiquement qu'il est impossible d'obtenir des cartes à haute résolution et que, par conséquent, des procédures d'interpolation doivent être utilisées pour permettre d'obtenir des cartes à faible résolution à partir de levés partiels. L'interpolation spatiale est une procédure statistique permettant d'estimer les valeurs de données sur des sites non échantillonnés entre les lieux de collecte de données. Pour élaborer la carte de répartition finale des habitats benthiques sur une plate-forme SIG, différents outils d'interpolation spatiale (par exemple, Inverse Distance Weighted, Kriging) peuvent être utilisés et sont fournis par le logiciel SIG. Même si cela est rarement mentionné, il est important de fournir des informations sur le nombre et le pourcentage de données acquises sur le terrain et le pourcentage d'interpolations exécutées.

37. Le traitement et l'analyse numérique des données acoustiques sur un SIG permettent de créer des graphiques dans lesquels chaque nuance de gris est associée à une texture spécifique représentant un type d'habitat ou de substrat, y compris sur la base des observations in situ. Bien que les données de télédétection doivent toujours être intégrées à un grand nombre d'inspections visuelles sur le terrain pour la vérification au sol, en particulier compte tenu de la distribution 3D et de la complexité du paysage marin coralligène se développant sur des substrats durs, des données bathymétriques de haute qualité constituent souvent un élément indispensable et d'apprécié.

38. Pour faciliter la comparaison entre les cartes, la couleur rouge normalisée est généralement utilisée pour la représentation graphique des habitats coralligènes et des rhodolithes. Les cartes obtenues permettent de définir l'aire de répartition de l'habitat (ses limites et limites bathymétriques) et son étendue totale (exprimée en mètres carrés ou en hectares). Ces cartes pourraient également être comparées aux données historiques disponibles de la littérature pour évaluer tout changement survenu dans les habitats benthiques au cours d'une période donnée (Giakoumi et al., 2013). En utilisant les méthodes de vecteur de superposition sur les SIG, une analyse diachronique peut être effectuée, où les changements temporels sont des mesures en termes de pourcentage de gain ou de perte de l'extension de l'habitat, via la création de cartes de concordance et de discordance (Canessa et al., 2017).

39. Enfin, la fiabilité de la carte produite doit être évaluée. Aucune échelle d'évaluation de la fiabilité n'a été proposée pour la cartographie des habitats coralligènes et des rhodolithes ; Cependant, les échelles d'évaluation de la fiabilité disponibles pour les herbiers marins peuvent également être adaptées pour ces deux habitats (voir les « Lignes directrices sur la surveillance de la végétation marine dans le présent document pour plus de détails). Ces échelles tiennent généralement compte du traitement des sonogrammes, de l'échelle d'acquisition et de restitution des données, des méthodes adoptées et du système de positionnement.

b) INDICATEUR COMMUN 2 : Etat des espèces et des communautés typiques de l'habitat

Approche

40. La surveillance est nécessaire à des fins de conservation, ce qui nécessite des mesures de gestion efficaces pour garantir que les habitats marins benthiques, leurs espèces constitutives et leurs communautés associées soient et restent dans un état écologique satisfaisant. Le bon état de santé des habitats coralligènes et des rhodolithes reflètera alors le Bon Etat Ecologique (BEE) poursuivi par les Parties Contractantes à la Convention de Barcelone dans le cadre de l'Approche Ecosystémique (EcAp) et de la Directive-Cadre sur la Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM).

41. La surveillance de l'état (c'est-à-dire de l'état écologique) des habitats de coralligènes et de rhodolithes est aujourd'hui obligatoire également pour les raisons suivantes :

- Deux espèces formant le maërl, *Phymatolithon calcareum* et *Lithothamnion corallioides*, sont protégées par la directive européenne «Habitats» (92/43 / CEE).
- Les récifs coralligènes et les fonds marins de rhodolithes figurent parmi les «types d'habitats spéciaux» nécessitant une protection rigoureuse en vertu du Protocole relatif aux Aires spécialement protégées et à la diversité biologique en Méditerranée (Protocole ASP/DB) de la Convention de Barcelone (UNEP/MAP-RAC/SPA, 2008).

42. Selon l'EcAp, l'IC2 fixé par les directives de l'IMAP et relatif à la « biodiversité » (OE1) vise à fournir des informations sur la condition (à savoir, l'état écologique) des habitats de coralligènes et de rhodolithes, qui constituent deux des principaux points chauds de la biodiversité en méditerranée (PNUE/PAM, 2008). La DCSMM (2008/56/EC) incluait à la fois la « diversité biologique » (D1) et « l'intégrité des fonds marins » (D6) en tant que descripteurs à considérer pour évaluer le GES du milieu marin. À cet égard, les structures biogéniques, telles que les récifs coralligènes et les fonds marins des rhodolithes, ont été reconnues comme des indicateurs biologiques importants de la qualité de l'environnement.

43. Une procédure définie et normalisée de suivi de l'état des habitats coralligènes et des rhodolithes, comparable à celle fournie pour leur cartographie, devrait suivre ces trois étapes principales :

- a. Planification initiale, pour définir le ou les objectifs, la durée, les sites à surveiller, les descripteurs à évaluer, la stratégie d'échantillonnage, les besoins humains, techniques et financiers
- b. Mise en place du système de surveillance et réalisation du programme de surveillance. Cette phase comprend les coûts de sortie en mer pendant les activités sur le terrain, l'équipement d'échantillonnage et les ressources humaines. Pour assurer l'efficacité du programme, les activités sur le terrain devraient être planifiées pendant une saison favorable et il serait préférable de répéter la surveillance pendant la même saison.
- c. Le suivi dans le temps et l'analyse des données sont des étapes où des compétences scientifiques robustes sont nécessaires car les données acquises doivent être interprétées. La durée de la surveillance, pour être utile, doit être au moins à moyen terme.

44. Les objectifs de la surveillance sont principalement liés à la conservation des habitats bio-construits, mais ils répondent également à la nécessité de les utiliser comme indicateurs écologiques de la qualité de l'environnement marin. Les principaux objectifs des programmes de surveillance sont généralement :

- Préserver et conserver le patrimoine des bioconstructions, dans le but de veiller à ce que les habitats de coralligènes et de rhodolithes soient dans un bon état écologique (BEE), et d'identifier le plus tôt possible toute dégradation de ces habitats ou toute modification de leur aire de répartition et de leur étendue. L'évaluation de l'état écologique de ces habitats permet de mesurer l'efficacité des politiques locales ou régionales en matière de gestion de l'environnement côtier.
- Construire et mettre en œuvre un système régional de surveillance intégrée de la qualité de l'environnement, comme l'exige le programme de surveillance et d'évaluation intégrées et les critères d'évaluation connexes (IMAP) lors de la mise en œuvre de l'EcAp dans le cadre du Plan d'action pour la Méditerranée (UNEP/MAP, 2008). Le programme IMAP a pour objectif principal de recueillir des données quantitatives fiables et actualisées sur l'état de l'environnement marin et côtier en méditerranée.

45. Évaluer les effets de toute activité côtière et de construction susceptible d'avoir une incidence sur les habitats de coralligènes et de rhodolithes au cours des procédures d'évaluation de l'impact sur l'environnement (EIA). Ce type de suivi spécifique vise à établir l'état de l'habitat au moment «zéro» (c'est-à-dire avant le début des activités), puis l'état de santé de l'habitat est suivi pendant le développement de la phase de travaux ou à la fin de la phase, pour vérifier tout impact sur l'environnement évalué comme des changements dans l'état de santé de l'habitat. La procédure d'EIA n'est pas conçue comme une activité de surveillance typique, bien qu'elle fournisse l'état du système à l'instant «zéro», ce qui peut être très utile dans la série chronologique obtenue au cours d'un programme de surveillance. Malheureusement, la plupart des études d'EIA sont qualitatives et sont souvent réalisées par des consultants en environnement sans personnel spécialisé, en utilisant des directives non spécifiques et sans suivre aucune procédure normalisée, ce qui empêche leur utilisation dans des programmes de surveillance efficaces.

46. Le ou les objectifs d'un système de surveillance influenceront le choix des critères de surveillance au cours des étapes suivantes (à savoir, durée, sites à surveiller, descripteurs et méthodes d'échantillonnage ; Tab.2). La surveillance devrait durer au moins à moyen et long terme (5 à 10 ans au minimum) pour la conservation du patrimoine et le suivi des objectifs de qualité de l'environnement.

L'intervalle d'acquisition des données pourrait être annuel, car la plupart des espèces typiques appartenant aux lits de coralligènes et aux couches de rhodolithes affichent des taux de croissance lents et sur de longues générations. De manière générale, et quel que soit l'objectif préconisé, il est judicieux de se focaliser au départ sur un petit nombre de sites facilement accessibles et pouvant faire l'objet d'un suivi régulier après de très courts intervalles. Les sites choisis doivent : i) être représentatifs de la partie de la zone côtière étudiée, ii) couvrir la plupart des situations environnementales possibles (gamme de profondeur, pente, type de substrat, par exemple), et iii) inclure des zones sensibles et des zones stables ou des zones de référence à faibles pressions anthropiques (à savoir, les AMP) et zones à haute pression liées aux activités humaines pour comparaison. Ensuite, avec l'expérience acquise par les géomètres et les moyens (fonds) disponibles, ce réseau pourrait être étendu à un plus grand nombre de sites. Pour l'évaluation de l'impact sur l'environnement, une surveillance à court terme (généralement 1 à 2 ans) est recommandée et doit être lancée avant les interventions (temps «zéro») et éventuellement poursuivie pendant ou juste après la fin des travaux. Un contrôle supplémentaire peut être effectué un an après la conclusion. L'état écologique du site soumis aux interventions côtières (c'est-à-dire le site d'impact) doit être mis en contraste avec l'état d'au moins 2 sites de référence / témoins.

47. Pour assurer la durabilité du système de surveillance, il convient de prendre en compte les remarques finales suivantes :

- Identifier les partenaires, les compétences et les moyens disponibles.
- Planifier les modalités de partenariat (qui fait quoi? Quand? Et comment?)
- Assurer la formation des parties prenantes afin qu'elles puissent mettre en place des procédures standardisées garantissant la validité des résultats et permettant des comparaisons sur un site donné et entre les sites.
- Désigner un coordinateur régional ou national en fonction du nombre de sites concernés par le suivi et de leur répartition géographique
- Évaluer le budget minimum nécessaire à l'exploitation du réseau de surveillance (coûts d'opérateurs permanents, contrats temporaires, équipement, acquisition de données, traitement et analyse, par exemple).

Les méthodes

48. Après la définition préliminaire de l'aire de répartition et de l'étendue des habitats coralligènes et des rhodolithes (le précédent IC1), l'évaluation de l'état des deux habitats commence par une caractérisation descriptive des espèces et des communautés typiques et des assemblages présents dans chaque habitat. La surveillance de ces deux habitats repose essentiellement sur la plongée sous-marine, bien que cette technique soulève de nombreuses contraintes opérationnelles en raison des conditions environnementales dans lesquelles ces habitats se développent (grandes profondeurs, faible luminosité, températures basses, présence de courants, etc.) : ne peut être effectué que par des plongeurs scientifiques confirmés et expérimentés (mesure de sécurité), dans une plage de profondeurs limitée (de la surface à des profondeurs maximales de 30 à 40 m, selon les règles locales en matière de plongée scientifique), et sur un temps de plongée sous-marine limité (Bianchi et al., 2004b ; Tetzaff et Thorsen, 2005). L'adoption de nouveaux outils d'investigation (tels que les ROV) permet une évaluation moins précise, mais à plus grande échelle spatiale. Une première caractérisation de l'habitat (espèces présentes, abondance, vitalité, etc.) peut être réalisée par des inspections sous-marines visuelles directes, des ROV indirects ou des enregistrements vidéo avec caméra remorquée, ou par une procédure d'échantillonnage avec des dragues, de préhensions ou des carottes dans le cas des fonds marins de rhodolithes. Les méthodes acoustiques décrites ci-dessus sont totalement inopérantes pour les caractérisations détaillées des habitats, en particulier pour les coralligènes. La méthode d'enquête dépend beaucoup de l'ampleur du travail et de la résolution spatiale demandée (Tab. 2). Les complémentarités de ces techniques doivent être prises en compte lors de la planification d'une stratégie opérationnelle (Cánovas Molina et al., 2016b). Une liste des principales espèces / taxons ou groupes morphologiques visibles sous l'eau ou sur les images, dans les deux habitats, est présentée en annexe 1. Cette liste n'est pas exhaustive mais comprend des espèces/taxa fréquemment signalées dans les habitats coralligènes et rhodolithes à l'échelle Méditerranéenne. Chaque Partie contractante peut

régulièrement améliorer ces listes et choisir les espèces/taxa les plus appropriées en fonction de sa situation géographique .

49. L'utilisation de ROV ou de caméras remorquées peut être utile pour optimiser les informations obtenues et les efforts d'échantillonnage (en termes de temps de travail) et devenir indispensable pour surveiller les assemblages coralligènes profonds et les fonds marins de rhodolithes se développant dans la zone mésophotique supérieure (jusqu'à 40 m de profondeur), où les procédures de plongée sous-marine ne sont généralement pas recommandées. Les photographies et les vidéos de haute qualité enregistrées par ROV ou caméra remorquée seront analysées en laboratoire (également avec l'aide de taxonomistes) pour répertorier les principales espèces/taxons ou groupes morphologiques remarquables reconnaissables sur les images et pour évaluer leur abondance (couverture ou surface en cm²). Les vidéos et les photographies peuvent être ainsi archivées pour créer des jeux de données temporels.

50. Aux profondeurs moindres (jusqu'à environ 30-40 m et selon les règles locales pour la plongée scientifique), des levés visuels sous-marins directs en plongée sous-marine sont obligatoires et fortement recommandés. Une bonne expérience de la plongée sous-marine est requise pour effectuer un travail efficace à ces profondeurs. Les plongeurs scientifiques notent sur leurs diapositives la liste des principales espèces/taxons manifestes caractérisant les assemblages. Compte tenu de la complexité de l'habitat coralligène (structure tridimensionnelle des espèces et biodiversité élevée), les plongeurs doivent être des spécialistes de la taxonomie des principales espèces de coralligènes afin de garantir la validité des informations enregistrées sous l'eau. Les photographies ou les vidéos collectées avec des caméras sous-marines peuvent être utilement intégrées au levé visuel pour accélérer le travail (Gatti et al., 2015a). L'utilisation d'unités taxonomiques opérationnelles (UTO), ou de substituts taxonomiques tels que des groupes morphologiques (espèces en bloc, genres ou taxons supérieurs présentant des caractéristiques morphologiques similaires ; Parravicini et al., 2010) peut représenter un compromis utile lorsqu'une distinction cohérente entre espèces n'est pas possible (sous l'eau ou sur des photographies) ou de réduire le temps de levé/d'analyse.

51. Pour une caractérisation sommaire et rapide des assemblages coralligènes, les évaluations semi-quantitatives fournissent souvent des informations suffisantes (Bianchi et al., 2004b) ; il est donc possible d'estimer l'abondance (généralement exprimée en % de couverture) à l'aide d'indices standardisés directement in situ ou à l'aide de photographies (PNUE/PAM-CAR/ASP, 2008). Cependant, une qualité et une caractérisation fine des assemblages nécessitent souvent l'utilisation de cadres carrés (quadrats) ou de transects (avec ou sans photographies ; Piazzì et al., 2018) pour collecter des données quantitatives sur la composition d'assemblages, voire même l'échantillonnage par écouvillonnage de tous les organismes présents sur une zone donnée pour d'autres analyses de laboratoire (Bianchi et al., 2004b) représente un alternative. Les procédures destructives qui devraient être évitées préserve l'habitat de coralligène . L'observation in situ et les échantillons doivent être réalisés sur des surfaces définies et éventuellement normalisées (Piazzì et al., 2018), et le nombre de répétitions doit être suffisant et assez élevé pour capturer l'hétérogénéité de l'habitat.

52. Outre la présence et l'abondance d'une espèce donnée, l'évaluation de sa vitalité semble être un paramètre particulièrement intéressant. La présence d'individus cassés (en particulier des colonies ramifiées présentes dans les couches intermédiaires et supérieures de coralligènes, telles que les bryozoaires, les gorgones) et les signes de nécrose et blanchissement sont des éléments importants à prendre en compte pour évaluer des pressions spécifiques, telles que des dommages mécaniques ou des effets d'anomalies thermiques (Garrahou et al., 1998, 2001, 2019 ; Gatti et al., 2012). Enfin, la nature du substrat (envasement, rugosité, interstices, exposition, pente), la température de l'eau, la faune vagile associée, la couverture par épibionte et la présence d'espèces invasives doivent également être considérées pour permettre une caractérisation claire des bio-concrétions (Harmelin, 1990 ; Gatti et al., 2012).

Tableau 2 : Synthèse des principales méthodes utilisées pour caractériser les habitats de coralligènes et de rhodolithes en méditerranée, en tant que première étape nécessaire pour définir l'indicateur commun 2_Condition des espèces et des communautés typiques de l'habitat. Le cas échéant, la gamme de profondeur, la surface étudiée, la résolution spatiale, l'efficacité (exprimée en zone levée en kilomètres carrés par heure), les principaux avantages ou les limites de chaque outil sont indiqués, avec quelques références bibliographiques.

Méthodes	Gamme de profondeur	Surface	Résolution	Efficacité énergétique	Avantages	Limites	Références
Véhicule télécommandé (ROV)ou caméra remorquée	À partir de 2 m à plus de 120 m	Petites surfaces intermédiaires d'environ 1 km ² (zones plus grandes dans le cas d'une caméra remorquée)	À partir de 1 m à 10 m	0,025 à 0,01 km ² /heure	<ul style="list-style-type: none"> - Méthode non destructive - Possibilité de prendre des photos - Grande portée bathymétrique - Bonne identification des faciès et des associations - Possibilité d'évaluation semi-quantitative / quantitative - Possibilité de collecter des échantillons (pour ROV) 	<ul style="list-style-type: none"> - Besoin de spécialistes en taxonomie - Coût élevé, moyens importants en mer - Enregistrement et traitement lent des informations - Positionnement difficile en présence de courants - Difficulté d'observation et d'accès en fonction de la complexité de l'habitat (assemblages multicouches) - Évaluations quantitatives uniquement sur les espèces / taxons manifestes 	Cánovas Molina et al. (2016 a) ; Enrichetti et al. (2019) ; Piazzi et al. (2019b)
Observation visuelle en plongée sous-marine	0 m jusqu'à 40 m selon les règles locales de plongée scientifique	Petites surfaces (moins de 250 m ²)	À partir de 1 m	0,0001 à 0,001 km ² /heure	<ul style="list-style-type: none"> - Non destructif - Très bonne précision pour l'identification (taxonomie) et la caractérisation de l'habitat (ainsi que son 3D) - Faible coût, facile à mettre en œuvre - Possibilité de collecter des échantillons - Données déjà disponibles après la plongée 	<ul style="list-style-type: none"> - Besoin de spécialistes en taxonomie - Petite zone inventoriée - Chronophage sous l'eau - Profondeur opérationnelle limitée - Plongeurs hautement qualifiés requis - Subjectivité de l'observateur 	Gatti et al. (2012, 2015a) Piazzi et al. (2019a)

						- Évaluations quantitatives uniquement sur les espèces/taxons manifestes	
Échantillonnage de plongée sous-marine par écouvillonnage ou collecte	0 m jusqu'à 40 m selon les règles locales de plongée scientifique	Petites surfaces (moins de 10 m ²)	À partir de 1 m	0,0001 à 0,001 km ² /heure	<ul style="list-style-type: none"> - Très bonne précision pour l'identification (taxonomie) et la caractérisation de l'habitat - Toutes les espèces prises en compte - Identification a <i>posteriori</i> - facile à mettre en œuvre 	<ul style="list-style-type: none"> - Méthode destructive - Très petit espace inventorié - Matériel d'échantillonnage nécessaire - Profondeur opérationnelle limitée - Plongeurs hautement qualifiés requis - Chronophage sous l'eau - Analyse d'échantillons en laboratoire - chronophage - Implication de plusieurs taxonomistes 	Bianchi et al. (2004b)
Méthodes	Gamme de profondeur	Surface	Résolution	Efficacité énergétique	Avantages	Limites	Références
Photographie de plongée sous-marine ou enregistrement vidéo	0 m jusqu'à 40 m selon les règles locales pour la plongée scientifique	Petites surfaces (moins de 250 m ²)	À partir de 0,1 m	0,0001 à 0,001 km ² /heure	<ul style="list-style-type: none"> - Non destructif - Bonne précision pour l'identification (taxonomie) et la caractérisation de l'habitat - Identification a <i>posteriori</i> possible - Évaluations quantitatives uniquement sur les espèces / taxons remarquables - Faible coût, facile à mettre en œuvre 	<ul style="list-style-type: none"> - Petite zone inventoriée - Les photographies et les analyses vidéo sont chronophages - Profondeur opérationnelle limitée - Plongeurs hautement qualifiés requis - Outils nécessaires pour collecter des photos / vidéos nécessaires 	Gatti et al. (2015b) ; Montefalcone et al. (2017) ; Piazzini et al. (2017a, 2019a) ; Çinar et al. (2020)

					<ul style="list-style-type: none"> - Possibilité de collecter des échantillons - Possibilité de créer des archives 	- Seule l'observation 2D est autorisée	
Méthodes	Gamme de profondeur	Surface	Résolution	Efficacité énergétique	Avantages	Limites	Références
Échantillonnage à partir de navires à préhenseurs à l'aveuglette dragues ou carottiers	0 m à environ 120 m (jusqu'à la limite inférieure de l'habitat des rhodolithes)	Zones intermédiaires (quelques km ²)	De 1 à 10 m	0,025 à 0,01 Km ² /heure	<ul style="list-style-type: none"> - Très bonne précision pour l'identification (taxonomie) et la caractérisation de l'habitat - Toutes les espèces identifiées - Identification a posteriori - facile à mettre en œuvre 	<ul style="list-style-type: none"> - Méthode destructive - Petite zone inventoriée - Matériel d'échantillonnage nécessaire - Analyse d'échantillons en laboratoire chronophage et un coût élevé - difficulté à collecter des échantillons représentatifs 	PNUE/PAM-CAR/ASP (2015a)

53. Une surveillance efficace devrait être effectuée à intervalles définis sur une période donnée, même si cela peut signifier une réduction du nombre de sites surveillés. La référence «état zéro» sera ensuite comparée aux données provenant de périodes de surveillance ultérieures, assurant toujours la reproductibilité des données dans le temps. Ainsi, le plan et le protocole expérimental ont une importance capitale. La position géographique des levés et des stations d'échantillonnage doit être localisée avec précision (en utilisant des bouées en surface et en enregistrant leurs coordonnées avec un GPS), et il est souvent nécessaire d'utiliser un marquage sous-marin (avec des piquets fixes dans la roche) pour positionner les quadrats ou transects dans la position originale exacte (García-Gómez et al., 2020)... Enfin, même s'il est indéniable qu'il existe des contraintes logistiques liées à l'observation des habitats de coralligènes et de rhodolithes, leur longue génération permet de réaliser des échantillonnages à long terme (> 1 an) pour les surveiller sur le long terme (Garrahou et al., 2002).

54. Bien que les méthodes destructives (écouvillonnage total du substrat avec tous les organismes présents sur une zone donnée, dragues, grappins ou carottiers) soient utilisées depuis longtemps et reconnues comme étant la méthode la plus appropriée pour décrire la structure des assemblages et une méthode irremplaçable pour les listes exhaustives d'espèces, elles ne sont pas souhaitables pour les opérations de surveillance régulières à long terme (PNUE/PAM-CAR/ASP, 2008) et en particulier dans les AMP. En outre, l'identification des organismes nécessite une grande expertise taxonomique et une longue période d'analyse des échantillons, ce qui rend difficile le traitement du grand nombre de répliques requis pour les études écologiques et les levés de surveillance. Il est plus approprié de privilégier les méthodes non destructives, telles que l'échantillonnage photographique, ROV, ou l'observation directe sous-marine dans des zones données (utilisant des cadres carrés ou des transects) pour collecter des données quali-quantitatives. Ces méthodes ne nécessitent pas d'échantillonnage d'organismes et sont donc absolument appropriées pour une surveillance à long terme. Ces différentes méthodes peuvent être utilisées séparément ou ensemble en fonction des objectifs de l'étude, de la superficie inventoriée et des moyens disponibles (Tab. 3). Les méthodes non destructives sont de plus en plus utilisées et - principalement pour l'échantillonnage vidéo et photographique - bénéficient d'avancées technologiques significatives.

Tableau 3 : Comparaison des trois méthodes classiques pour la surveillance de coralligènes et des autres peuplements de substrats durs (Bianchi *et al.*, 2004b)

Prélèvements <i>in situ</i>	
Avantages	Précision taxonomique, évaluation objective, échantillons de référence
Inconvénients	Coût élevé, travail laborieux et lent, intervention de spécialistes, surface inventoriée limitée, méthode destructive, limitations de profondeur lorsqu'elles sont effectuées par des plongeurs
Utilisation	Etudes intégrant une forte composante taxonomique
Suivi vidéo ou photo	
Avantages	Evaluation objective, reproductibilité (si protocole précis), échantillons de référence, peut être automatisé, travail en plongée rapide, surface inventoriée importante, méthode non destructive, facilité d'acquisition des données à diverses échelles spatiales, pas de limitation
Inconvénients	Précision taxonomique variable selon les organismes, problème d'interprétation des images <i>a posteriori</i>
Utilisation	Etudes sur le cycle biologique ou le suivi temporel, gain de temps si la profondeur d'étude est élevée
Observations directes	
Avantages	Faible coût, disponibilité immédiate des résultats, surface inventoriée importante, reproductibilité, méthode non destructive
Inconvénients	Risque de subjectivité taxonomique, travail en plongée lent, limitation de la profondeur

Utilisation	Etudes exploratoires, suivi des peuplements, études bionomiques
-------------	---

55. Contrairement aux herbiers marins, les descripteurs utilisés pour évaluer l'état des assemblages coralligènes varient considérablement d'une équipe à l'autre et d'une région à l'autre, ainsi que leur protocole de mesure (Piazzi et al., 2019a et leurs références). Une première feuille normalisée de suivi coralligène a été créée dans le cadre des programmes Natura 2000, qui n'a résolu que partiellement les problèmes de comparabilité des données (figure 5). Cependant, les méthodes et les descripteurs pris en compte doivent faire l'objet d'un protocole normalisé. Bien que de nombreuses disparités subsistent entre les méthodes d'acquisition des données, une procédure intégrée et standardisée appelée STAR (procédure d'évaluation coralligène standardisée) pour surveiller l'état des récifs coralligènes a récemment été proposée (Piazzi et al., 2019a, Gennaro et al., 2020).

Natura 2000 - Fiche Coralligène – ANTONIOLI 2010 – GIS Posidonie

- Date : - Observateur : - N° de plongée & site :

• **Type de faciès :** *Cystoseira zosteroides* ☐ *Eunicella singularis* ☐
Eunicella cavolinii ☐ *Lophogorgia sarmentosa* ☐
Paramuricea clavata ☐ Autre : ☐

• **Gorgone :** Non → Oui

	--	-	+	++
Toutes les classes de taille				
Nécrose				
Gorgone arrachée				
Epibiontes				
Recrutement (<3cm)				

Gorgonaire	Espèce :
.....cmcm
.....cmcm
.....cmcm
.....cmcm
.....cmcm
.....cmcm

• **Aspect général :** Non → Oui

	--	-	+	++
Sédimentation / vase				
Voiles algaux				
Impression de diversité (très coloré)				
Faune cryptique riche				

Filet ☐ Profondeur d'observation des gorgonaires :
Ancrage ☐ • Max :
Fil ☐ • Min :
Déchet ☐

• **Inventaire :**

Macrophytes	Ichtyofaune
Lithophyllum & Mesophyllum en 3D	Présence d'espèces-cibles avec grands individus
Couverture de <i>Lithophyllum incusans</i> sans relief	Poissons benthiques ou nectobenthiques
Taches blanches sur <i>Lithophyllum</i> ou <i>Mesophyllum</i>	
Présence d'espèces dressées <i>Halimeda</i> , <i>Udotea</i> ; <i>Cystoseira</i> ...	

• **Observation :**

Photos quadrats et paysagères à réaliser

Spongiaire & Bryzoaire

Eponges perforantes (Clione)
Espèces dressées (<i>Axinella</i> sp., <i>Spongia agaricina</i> ...)
Grands bryozoaires branchus

Figure 5 : Exemple de fiche synthétique utilisée dans le cadre des études NATURA 2000 par le GIS Posidonie (Antonioli, 2010).

Protocole normalisé de surveillance des récifs de coralligène des eaux peu profondes (jusqu'à 40 m de profondeur)

56. Le protocole STAR (procédure d'évaluation coralligène standardisée) (Piazzi et al., 2019a, Gennaro et al., 2020) a été proposé pour surveiller l'état écologique des récifs coralligènes et obtenir

des informations sur la plupart des descripteurs utilisés par les différents indices écologiques adoptés à ce jour sur les récifs coralligènes, via un effort d'échantillonnage unique et une analyse des données. Le protocole CIGESMED, appliqué dans différentes parties de la Méditerranée (David et al., 2014; Çinar et al., 2020), doit également être mentionné.

57. Les plans de surveillance doivent d'abord faire la distinction entre les deux principales zones bathymétriques où se développent les récifs coralligènes, c'est-à-dire les récifs peu profonds et profonds, à une profondeur inférieure ou égale à environ 40 m respectivement (PNUE / PAM- CAR/ASP, 2008). En fait, les habitats coralligènes peu profonds et profonds peuvent présenter différentes structures d'assemblages et sont généralement soumis à différents types de pressions anthropiques. Les récifs peu profonds peuvent être étudiés efficacement en plongée, permettant d'obtenir des informations sur des descripteurs qui ne peuvent être évalués ou mesurés par aucune autre méthode instrumentale (Gatti et al., 2012, 2015a). Les récifs coralligènes profonds ne peuvent être étudiés qu'au moyen d'inspections ROV.

58. Saison : les assemblages coralligènes comprennent principalement des organismes ayant de longs cycles de vie et soumis à des changements saisonniers moins évidents (principalement la température de l'eau) que les assemblages moins profonds. En revanche, plusieurs changements temporels au cours de l'année ont été observés pour les assemblages de macroalgues, et certaines algues érigées saisonnières et certaines espèces filamenteuses constituant des gazons diminuent pendant la saison froide. En outre, les assemblages coralligènes sont souvent soumis à l'invasion de macroalgues exotiques et la plupart des macroalgues envahissantes présentent une dynamique saisonnière, contribuant ainsi à modifier la structure des assemblages coralligènes. Les espèces invasives les plus répandues sur les récifs coralligènes sont la *Rhodophyta Womersleyella setacea* et le *Chlorophyta Caulerpa cylindracea*. Ces deux espèces atteignent leur plus grande abondance entre la fin de l'été et l'automne. La dynamique saisonnière des macroalgues indigènes et envahissantes suggère donc de planifier les activités de surveillance entre avril et juin, et pas plus d'une fois par an.

59. Profondeur et pente : la gamme de profondeur où les récifs coralligènes peuvent évoluer avec la latitude et les caractéristiques de l'eau. De plus, différents types d'assemblages peuvent se développer dans la plage de profondeur des récifs coralligènes peu profonds. La pente du substrat rocheux est également importante pour déterminer la structure des assemblages coralligènes. Afin de définir une procédure d'échantillonnage standardisée permettant de collecter des données comparables, il convient de fixer la gamme de profondeur d'échantillonnage et l'inclinaison du substrat. Dans ce contexte, une profondeur d'environ 35 m sur un substrat vertical (c'est-à-dire une pente de 85 à 90 °) peut être considérée comme optimale pour garantir la présence d'assemblages coralligènes dans la plus grande partie de la mer méditerranée, y compris les régions méridionales des eaux oligotrophes. Des substrats rocheux verticaux situés à environ 35 m de profondeur peuvent également être facilement rencontrés près de la côte, qui se trouve dans la zone la plus touchée par les impacts anthropiques.

60. Plan d'échantillonnage, surface d'échantillonnage et nombre de répétitions : Les assemblages coralligènes présentent une structure homogène lorsqu'ils sont soumis à des conditions environnementales similaires, du moins dans la même zone géographique. Ils se caractérisent donc par une faible variabilité à des échelles spatiales comprises entre des centaines de mètres et des kilomètres, tandis que la variabilité à des échelles spatiales plus petites (de quelques mètres à plusieurs dizaines de mètres) est généralement élevée (Abbiati et al., 2009 ; Ferdeghini et al., 2000 ; Piazzzi et al., 2016). Ces résultats suggèrent de planifier des plans d'échantillonnage axés sur une réplication élevée à petites échelles (c'est-à-dire des dizaines de mètres), alors que des échelles intermédiaires ou grandes (c'est-à-dire des centaines de mètres aux kilomètres, respectivement) nécessiteront moins de répétitions.

61. La surface d'échantillonnage est liée au nombre de répétitions et représente un facteur important à prendre en compte. Une surface minimale convenant à l'échantillonnage d'assemblages coralligènes n'a jamais été établie sans ambiguïté, de sorte que différentes surfaces d'échantillonnage répliquées ont été proposées en fonction des méthodes adoptées (Piazzzi et al., 2018 et leurs références). Les chercheurs conviennent que la surface d'échantillonnage dupliquée doit être plus grande que celle utilisée pour les

habitats rocheux méditerranéens peu profonds ($\geq 400 \text{ cm}^2$; Boudouresque, 1971), car l'abondance de grands animaux coloniaux caractérisant les assemblages coralligènes pourrait être sous-estimée lors de l'utilisation de petites zones d'échantillonnage. (Bianchi et al., 2004b). Indépendamment du nombre de répétitions, la plupart des approches proposées suggèrent une zone d'échantillonnage totale comprise entre 5,6 et 9 m². Parravicini et al. (2009) ont signalé qu'une surface d'échantillonnage suffisamment grande est plus importante que la méthode spécifique (quadrates visuels ou photographie) pour mesurer les impacts humains sur les communautés de récifs rocheux méditerranéens. Des zones d'échantillonnage plus grandes avec un nombre inférieur de répliques sont utilisées pour les approches de paysage marin (Gatti et al., 2012). Au contraire, la plupart des techniques d'échantillonnage proposées pour les approches biocénétiques prennent en compte un plus grand nombre de répétitions avec une zone d'échantillonnage comparativement plus petite, généralement disposée le long de transects horizontaux ((Kipson et al., 2011, 2014; Deter et al., 2012; Teixidó et al., 2013; Cecchi et al., 2014 ; Deter et al., 2012 ; Kipson et al. , 2011, 2014 ; Piazzì et al., 2015 ; Sartoretto et al., 2017)) ou dans une conception carrée (structure carrée 3×3) (Çinar et al., 2020). Une comparaison entre les deux plans d'échantillonnage testés sur le terrain n'a montré aucune différence significative (Piazzì et al., 2019a), suggérant que les deux approches peuvent être utilement utilisées. Ainsi, trois zones de 4 m² situées à quelques dizaines de mètres l'une de l'autre doivent être échantillonnées et au moins 10 échantillons photographiques répliqués de 0,2 m² chacun doivent être collectés dans chaque zone par des plongeurs scientifiques, pour une surface totale d'échantillonnage de 6m². Cette conception peut être répétée en fonction de la taille du site à l'étude et permet l'analyse des données par des approches à la fois marines et biocénétiques (*voir le paragraphe Indices écologiques ci-dessous*).

62. Techniques d'échantillonnage : les assemblages coralligènes ont généralement été étudiés par des méthodes destructives utilisant l'écouvillonnage total du substrat, par des méthodes photographiques associées à la détermination de taxons et/ou de groupes morphologiques et par des techniques de recensement visuel. Les meilleurs résultats peuvent être obtenus en intégrant un échantillonnage photographique et des observations visuelles in situ. La première est la méthode la plus rentable qui nécessite moins de temps sous l'eau et permet de collecter un grand nombre d'échantillons nécessaires à l'analyse de la communauté dans un habitat à petite échelle à forte variabilité spatiale. Cette dernière méthode, utilisant des cadres carrés englobant une zone standard du substrat, s'est révélée tout aussi efficace, mais nécessite un temps de travail plus long sous l'eau (Parravicini et al., 2010), ce qui peut constituer un facteur limitant dans les profondeurs propices aux assemblages coralligènes. Une méthode d'Evaluation Visuelle Rapide (RVA) a été proposée pour une approche de paysage marin (Gatti et al., 2012, 2015a). L'Evaluation Visuelle Rapide (RVA) permet de capturer des informations supplémentaires par rapport à la technique photographique, telles que la taille des colonies d'espèces érigées et l'épaisseur et la consistance de l'accumulation de calcaire (voir Descripteurs dans la paragraphe ci-dessous). Une combinaison d'approches photographiques et visuelles, utilisant l'échantillonnage photographique pour évaluer la structure d'assemblages et intégrant des informations en collectant une quantité réduite de données avec la méthode RVA (taille des colonies d'espèces érigées, épaisseur et consistance de l'accumulation de calcaire) est donc suggérée.

63. Analyse d'échantillons photographiques : l'analyse d'échantillons photographiques peut être effectuée par différentes méthodes (Piazzì et al., 2019a et référence). L'utilisation d'une grille très dense (400 cellules, par exemple) ou de techniques de contournage manuelles au moyen d'un logiciel approprié peut être utile pour réduire la subjectivité de l'estimation de l'opérateur.

64. Descripteurs :

- *Charge sédimentaire* : Les récifs coralligènes sont particulièrement exposés aux dépôts de sédiments, en particulier de sédiments fins. Des études à la fois corrélatives et expérimentales ont démontré que l'augmentation du taux de sédimentation peut entraîner des modifications de la structure des assemblages de coralligènes, faciliter la propagation d'espèces plus tolérantes et opportunistes et entraîner la réduction de la diversité α - et β -. Une sédimentation accrue peut affecter les assemblages coralligènes en recouvrant les organismes sessiles, en obstruant les filtres et en inhibant le taux de recrutement, la croissance et les processus métaboliques. De plus, la remise en suspension des sédiments peut augmenter la turbidité de l'eau, limiter la production

d'algues, et peut entraîner la mort et l'élimination des organismes sessiles par enfouissement et décapage. Ainsi, la quantité de sédiments déposés sur les récifs coralligènes a été prise en compte par plusieurs chercheurs (Deter et al., 2012 ; Gatti et al., 2012, 2015a) et constitue une information précieuse, associée à des descripteurs biotiques, permettant d'évaluer la qualité écologique d'une zone d'étude. La quantité de sédiment peut être évaluée indirectement en pourcentage de couverture dans les échantillons photographiques, car cette méthode a montré des résultats cohérents avec ceux obtenus par des mesures sous-marines permettant d'estimer directement le dépôt de sédiment (à savoir, par une pompe aspirante).

- *Accumulation calcaire* : L'accrétion calcaire des récifs coralligènes peut être altérée par des impacts d'origine humaine. La croissance des organismes calcaires qui déposent du carbonate de calcium sur les récifs coralligènes est un processus lent qui peut être facilement perturbé par les modifications de l'environnement. Ainsi, l'épaisseur et la consistance du dépôt calcaire peuvent être considérées comme un indicateur efficace de la survenue d'un équilibre positif dans le processus de bioconstruction (Gatti et al., 2012, 2015a). L'épaisseur et la consistance du dépôt calcaire peuvent être mesurées sous l'eau à l'aide d'un pénétromètre manuel, avec six mesures répétées dans chacune des trois zones d'environ 4m² et à des dizaines de mètres de distance. Pour chaque mesure, le pénétromètre de poche marqué d'une échelle millimétrique doit être poussé dans la couche de carbonate, permettant ainsi la mesure directe de l'épaisseur de calcaire. Par définition, un pénétromètre mesure la pénétration d'un dispositif (une lame mince dans ce cas) dans un substrat, et la profondeur de pénétration dépend de la force exercée et de la résistance du matériau. Dans le cas d'un pénétromètre portatif, la force est celle du plongeur et ne peut donc pas être mesurée correctement et fournit une estimation semi-quantitative uniquement. En supposant que le plongeur exerce toujours approximativement la même force, la profondeur de la pénétration fournira une estimation approximative de l'épaisseur du matériau pénétré. Une pénétration nulle indique une roche dure et suggère que le substrat biogénique est absent ou que le processus de bioconstruction n'est plus actif ; une pénétration millimétrique indique la présence d'une bioconstruction active conduisant à un substrat biogénique calcaire ; et une pénétration centimétrique révèle une bioconstruction encore non consolidée.
- *Anthozoaires érigés* : Les anthozoaires érigés à longue vie, tels que les gorgones, sont considérés comme des espèces clés dans les récifs coralligènes, car ils contribuent à la structure tridimensionnelle typique des assemblages coralligènes, fournissant de la biomasse et des substrats biogéniques et contribuant grandement à la valeur esthétique du paysage marin méditerranéen sublittoral. Cependant, la présence et l'abondance de ces organismes peuvent ne pas être nécessairement liés à la qualité de l'environnement, mais plutôt à des facteurs naturels spécifiques agissant à l'échelle locale (Piazzi et al., 2017a). En conséquence, les récifs coralligènes sans anthozoaires dressés peuvent néanmoins posséder un bon état de qualité écologique. Cependant, la plupart des espèces dressées sont affectées par des facteurs physiques et climatiques locaux, régionaux ou mondiaux, tels que le réchauffement climatique, l'acidification des océans et l'augmentation de la turbidité de l'eau, indépendamment des mesures de protection locales. Plusieurs activités humaines agissant localement, telles que la pêche, l'ancrage ou la plongée sous-marine, peuvent également causer des dégâts en érection. Ainsi, lorsque les anthozoaires dressés sont des éléments structurants d'assemblages coralligènes, ils peuvent être utilement adoptés comme indicateurs écologiques par la mesure de différentes variables. La taille (hauteur moyenne) et le pourcentage de nécroses et d'épibios chez les anthozoaires dressés doivent être évalués selon l'approche visuelle RVA, en mesurant la hauteur de la plus haute colonie pour chaque espèce dressée et en estimant le pourcentage de couverture des colonies présentant des signes de nécrose et d'épibiose de chacune des trois zones d'environ 4m² et à des dizaines de mètres l'une de l'autre.
- *Structure des assemblages* : Les assemblages coralligènes sont considérés comme très sensibles aux pressions induites par l'homme (Piazzi et al., 2019a et leurs références). Des études corrélatives et expérimentales ont mis en évidence de profonds changements dans la structure des assemblages coralligènes soumis à plusieurs types de facteurs de stress. Les bioindicateurs les plus efficaces pour évaluer la qualité écologique des récifs coralligènes sont les bryozoaires

dressés, les anthozoaires dressés et les macro-algues sensibles telles que *Udoteaceae*, *Fucales* et *Rhodophyte* érigé. Par ailleurs, la prédominance des gazons d'algues, des hydroïdes et des éponges encroûtantes semble indiquer des conditions dégradées. Ainsi, la présence et l'abondance de certains taxons/groupes morphologiques peuvent être considérées comme un indicateur efficace de l'état écologique des assemblages de coralligènes. Une valeur de niveau de sensibilité (SL) a été attribuée à chaque taxon/groupe morphologique sur la base de son abondance dans des zones soumises à différents niveaux de stress anthropogénique, les valeurs de niveau de sensibilité (SL) variant dans une échelle numérique allant de 1 à 10, où les valeurs faibles correspondent, aux organismes les plus tolérants et des valeurs élevées aux plus sensibles (Piazzi et al., 2017a ; Fig. 6). Récemment, une méthode a été proposée pour distinguer et mesurer la sensibilité à la perturbation (DSL) et la sensibilité au stress (SSL), la première causant la mortalité ou des dommages physiques et la dernière des modifications physiologiques, des organismes sessiles se développant dans les assemblages coralligènes (Montefalcone et autres), 2017). Les effets discriminants du stress dus aux perturbations peuvent permettre de mieux comprendre les effets des pressions humaines et naturelles sur les récifs coralligènes.

Le pourcentage de couverture des taxons/groupes morphologiques manifestes peut être évalué pour chaque échantillon photographique. Les valeurs de couverture (en%) de chaque taxon/groupe morphologique sont ensuite classées en huit classes d'abondance (Boudouresque, 1971) : (1) $0 \leq 0,01\%$; (2) $0,01 \leq 0,1\%$; (3) $0,1 \leq 1\%$; (4) $1 \leq 5\%$; (5) $5 \leq 25\%$; (6) $25 \leq 50\%$; (7) $50 \leq 75\%$; (8) $75 \leq 100\%$). Le SL global d'un échantillon est ensuite calculé en multipliant la valeur du SL de chaque taxon/groupe (Fig. 6) pour sa classe d'abondance, puis en faisant la somme de toutes les valeurs finales. Les assemblages coralligènes sont caractérisés par une biodiversité élevée, principalement liée à l'hétérogénéité du substrat biogénique, ce qui accroît l'occurrence de microhabitats et la présente des modèles distincts à différentes échelles temporelles et spatiales. Une diminution de la richesse en espèces (c.-à-d. de la diversité α) dans des conditions de stress a été largement décrite pour les récifs coralligènes (Balata et al., 2007), mais le nombre de taxons/groupes morphologiques par échantillon peut également être considéré comme un indicateur efficace supplémentaire de la qualité écologique. Ainsi, la richesse (α - diversité, c'est-à-dire le nombre moyen de taxons/ groupes par échantillon photographique) doit être calculée.

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 epibiontic)	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 saementosa</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 damicornis</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

Figure 6 : Valeurs du niveau de sensibilité (SL) attribué à chacun des taxons/groupes morphologiques principaux dans les assemblages coralligènes (Piazzi et al., 2017a).

- Hétérogénéité spatiale** : Les assemblages coralligènes sont également caractérisés par une forte variabilité à petite échelle spatiale et, par conséquent, par des valeurs élevées de β -diversité, liées à la répartition inégale des organismes. Dans des conditions de stress, l'importance des facteurs biotiques dans la régulation de la distribution d'un organisme diminue, et son occurrence et son abondance suivent principalement le gradient de l'intensité du stress (Balata et al., 2005). La perte d'espèces pérennes structurantes et la prolifération d'algues éphémères conduisent à une homogénéisation biotique étendue (Balata et al., 2007 ; Gatti et al., 2015b, 2017) et à une réduction conséquente de la diversité β (Piazzi et al., 2007). 2016). Ainsi, la diversité des assemblages peut être considérée comme un indicateur précieux de la pression humaine sur les récifs coralligènes. La diversité β , en général, peut être calculée à l'aide de différentes méthodes ; dans le cas des assemblages coralligènes, la variabilité de la composition des espèces parmi les unités d'échantillonnage (hétérogénéité des assemblages) a été mesurée en termes de dispersion multivariée calculée sur la base de la distance aux centroïdes (Piazzi et al., 2017a) par analyse permutative de la dispersion multivariée (PERMDISP). Ainsi, toute

modification de la variabilité de composition affichée par PERMDISP peut être interprétée directement comme une modification de la diversité β .

Protocole de surveillance des récifs coralligène mésophotique des eaux profondes (jusqu'à 40 m de profondeur)

65. L'utilisation de véhicules sans équipage, tels que des véhicules télécommandés, peut être considérée comme appropriée pour l'étude de récifs coralligènes profonds dans des environnements mésophotiques, jusqu'à 40m de profondeur (UNEP/MAP- CAR/ASP, 2008 ; Cánovas - Molina et al., 2016a ; Ferrigno et al., 2017). Le protocole italien MSFD (MATTM/ISPRA, 2016) pour la surveillance des récifs coralligènes et rocheux mésophotiques comprend un plan d'échantillonnage standard conçu pour rassembler diverses composantes quantitatives, telles que la présence et l'étendue de l'habitat (récifs biogéniques ou rocheux), le niveau d'envasement, l'abondance, la condition et la structure de la population des espèces mégabenthiques qui créent l'habitat (à savoir, les forêts animales), ainsi que la présence et la typologie des déchets marins.

66. Trois transects vidéo répliqués, chacun d'une longueur d'au moins 200m, doivent être collectés dans chaque zone étudiée (Enrichetti et al., 2019). Les séquences peuvent être obtenues au moyen d'un ROV, équipé d'une caméra numérique haute définition, d'un stroboscope, d'une caméra vidéo haute définition, de lumières et d'un préhenseur à 3 mâchoires. Le ROV devrait également héberger un système de positionnement acoustique sous-marin, un capteur de profondeur et un compas pour obtenir des pistes géoréférencées superposées sur des cartes multifaisceaux, le cas échéant. Deux faisceaux laser parallèles (angle de 90 °) peuvent fournir une échelle pour la référence de taille. Afin de garantir la meilleure qualité de séquences vidéo, les ROV doivent se déplacer le long de pistes linéaires, en mode d'enregistrement continu, à vitesse lente constante ($<0,3 \text{ ms}^{-1}$) et à une hauteur constante du bas ($<1,5 \text{ m}$), permettant ainsi un éclairage adéquat et facilitant l'identification taxonomique de la mégafaune. Les transects sont ensuite positionnés le long des pistes de plongée au moyen d'un logiciel d'édition SIG. Chaque transect vidéo est analysé par l'une des techniques d'imagerie ROV, en prenant comme référence les heures de début et de fin de la piste de transect. Le recensement visuel des espèces mégabenthiques est réalisé sur toute l'étendue de chaque transect de 200m de long et dans un champ visuel de 50cm de large, pour un total de 100m² de surface inférieure recouverte par transect.

67. A partir de chaque transect, les paramètres suivants sont mesurés sur des vidéos :

- Étendue du fond dur, calculée en pourcentage du temps total de la vidéo montrant ce type de substrat (récifs rocheux et récifs biogéniques) et ensuite exprimée en m².
- La richesse en espèces, en ne prenant en compte que les espèces sessiles remarquables et sédentaires mégabenthiques des fonds durs dans les couches intermédiaires et la canopée (*sensu* Gatti et al., 2015a). Les organismes sont identifiés au niveau taxonomique le plus bas et comptés. Les poissons et les organismes encroûtants ne sont pas pris en compte, de même que les espèces de fonds meubles typiques. Certaines espèces à fond dur, notamment les cnidaires, peuvent parfois envahir les fonds meubles en s'installant sur de petits débris durs dispersés dans l'environnement sédimentaire. Pour cette raison, les espèces à fond dur typiques (par exemple, *Eunicella verrucosa*) rencontrées dans des environnements fortement envasés doivent être prises en compte dans l'analyse.
- Les espèces structurantes sont comptées, mesurées (hauteur exprimée en cm) et la densité de chaque espèce structurante est calculée et référencée à la surface du fond dur (nombre de colonies ou d'individus m⁻²).
- Le pourcentage de colonies présentant des signes d'épibiose, de nécrose et directement empêtrées dans des engins de pêche perdus est calculé individuellement pour tous les anthozoaires structurants.
- Les déchets marins sont identifiés et comptés. La densité finale (en nombre d'éléments m⁻²) est calculée en considérant l'ensemble du transect (100 m²).

68. Dans chaque transect, il faut obtenir 20 photographies haute définition aléatoires ciblant les fonds durs et, pour chacune d'elles, estimer quatre paramètres, sur la base d'une échelle ordinale. Les valeurs modales pour chaque transect sont calculées. Les paramètres évalués sur les photos incluent :

- Pente du substrat : 0 °, <30 ° (basse), 30 ° -80 ° (moyenne), > 80 ° (haute)
- Couverture vivante basale, estimée en considérant le pourcentage de fonds dur recouvert par des organismes des couches basale (espèces encroûtantes) et intermédiaire (espèces dressées mais de moins de 10 cm de hauteur) : 0, 1 (<30%), 2 (30- 60%), 3 (> 60%)
- Couverture d'algues corallines (indicateur indirect de récif biogénique), estimée en considérant le pourcentage de couverture vivante basale représenté par les algues corallines incrustées : 0, 1 (peu abondant), 2 (abondant), 3 (très abondant)
- Niveau de sédimentation, estimé en considérant le pourcentage de fond dur recouvert de sédiments : 0%, <30% (faible), 30-60% (moyen), > 60% (élevé).

Protocole de surveillance des bancs de rhodolithes

69. Une méthode d'échantillonnage standardisée et commune pour la surveillance des bancs des rhodolithes n'est pas disponible à ce jour (PNUE/PAM-CAR/ASP, 2008). Les bancs des rhodolithes méditerranéens semblent posséder des assemblages d'algues coralliennes et peyssonnéliacées plus divers que leurs homologues de l'Atlantique, et être structurés par une série de combinaisons de formes de rhodolithes et de compositions coralliennes : des formes de croissance ramifiées monospécifiques aux rhodolithes multispécifiques (Basso et al, 2016). Par conséquent, les protocoles de surveillance disponibles pour l'échantillonnage et la surveillance des rhodolithes dans les eaux subtidales peu profondes de l'océan Atlantique ne peuvent pas être appliqués tels quels et nécessitent un étalonnage en fonction des spécificités méditerranéennes.

70. Une proposition récente de protocole de surveillance des lits de rhodolithes peut être trouvée dans Basso et al. (2016). La surveillance de l'habitat des rhodolithes peut être effectuée par plongée sous-marine et observation visuelle directe, avec échantillonnage et identification des taxons en laboratoire, ainsi que par échantillonnage à l'aveugle du navire à l'aide de grappins, dragues et carottiers (Tab.4). Les levés utilisant des ROV et des caméras remorquées sont également efficaces en raison de la grande homogénéité de cet habitat, bien qu'ils ne fournissent pas une information quantitative complète sur la composition et l'abondance de la communauté de rhodolithes comme celle fournie par les techniques d'échantillonnage destructif.). La surveillance devrait prendre en compte toutes les variables déjà décrites pour la première caractérisation descriptive de l'habitat, avec l'ajout de la description quantitative complète de la composition de la communauté de rhodolithes, par le biais de levés périodiques, y compris le nombre d'espèces typiques ou indicatrices. Une diminution de l'étendue des lits de rhodolithes, du ratio de rhodolithes vivants / morts, du pourcentage de couverture de rhodolithes vivants, associée à une modification de la composition de la communauté macrobenthique (algues calcaires ingénieurs et taxons associés) peut révéler des effets négatifs potentiels sur les lits de rhodolithes. Toutes les variations possibles de la forme de croissance, de la forme et de la structure interne des rhodolithes ont été simplifiées dans un schéma avec trois catégories principales comme points focaux le long d'un continuum : pralines compactes et nodulaires, rhodolithes à caissons plus grands et vacuolaires et branches non attachées (Fig. 5). Chacun des trois membres terminaux de la variabilité morphologique des rhodolithes correspond à un groupe typique (mais non exclusif) d'espèces coralliennes et de biotes associés, et est éventuellement corrélé à des variables environnementales, parmi lesquelles une instabilité du substrat (principalement due au mouvement de l'eau) et un taux de sédimentation le plus évident. Ainsi, l'indication de couverture (en %) par les trois catégories de rhodolithes vivants à la surface de chaque lit de rhodolithes est un indicateur approximatif de la complexité structurelle et écologique de l'habitat des rhodolithes. La grande diversité d'espèces hébergées dans les lits de rhodolithes nécessite des analyses de laboratoire longues et coûteuses pour l'identification des espèces. Les vidéos et les photos permettent une évaluation moins fine de la composition de la communauté de rhodolithes en raison de l'absence d'espèces remarquables et faciles

à détecter. De plus, la plupart des espèces algales coralliennes n'appartenant qu'à quelques genres, l'utilisation de rangs taxonomiques supérieurs aux espèces n'est pas utile.

Tableau 4 : Comparaison entre quatre méthodes traditionnelles de surveillance de l'habitat des rhodolithes.

Observations en plongée	
Avantages	Faible coût, disponibilité immédiate des résultats, méthode peu destructive, échantillons de référence, précision taxonomique, répartition des espèces
Inconvénients	Travail limité en profondeur, surface inventoriée réduite
Utilisation	Etudes exploratoires, suivi des peuplements, études bionomiques
Prélèvements en aveugle (benne, drague et carottiers)	
Avantages	facilité de mise en œuvre, précision taxonomique, échantillons de référence, analyse du substrat (granulométrie, calcimétrie, % de matière organique), profondeur d'étude élevée
Inconvénients	Précision de l'observation, plusieurs répliques nécessaires, surface inventoriée limitée, méthode destructive, coût élevé pour des analyse taxonomiques
Utilisation	Etudes localisées intégrant une composante taxonomique, validation des méthodes acoustiques
Suivi par ROV et caméras tractées	
Avantages	Evaluation objective, échantillons de référence (images), surface inventoriée importante, méthode non destructive, répartition des espèces visibles, profondeur d'étude élevée
Inconvénients	Coût élevé, faible précision taxonomique, problème d'interprétation des images <i>a posteriori</i> , observations superficielles, peu d'information sur le substrat
Utilisation	Etudes de répartition et de changement temporel, validation des méthodes acoustiques
Sonar à balayage latéral	
Avantages	Surfaces inventoriées très importantes, informations sur le mouvement de l'eau e (figures sédimentaires), reproductibilité, méthode non destructive, profondeur d'étude élevée
Inconvénients	Coût élevé, incertitudes dans l'interprétation des sonogrammes, validations complémentaires (inter-calibration), observations superficielles, aucune information taxonomique
Utilisation	Etudes sur de grandes surfaces, suivi des peuplements, études bionomiques

71. Lorsque cela est nécessaire pour une caractérisation détaillée des communautés de rhodolithes, un minimum de trois carottages avec une ouverture $\geq 0,16$ m² doit être collecté dans chaque lit de rhodolithes à la même profondeur et sur une profondeur d'environ 20 cm de sédiment. Un échantillon supplémentaire du carottier doit être ramassé dans la zone des rhodolithes présentant le pourcentage le plus élevé de couvert vivant (sur la base de plongées préliminaires au suivi ROV qui restent nécessaires pour piloter des prélèvements à l'aveugle depuis le navire), et les autres aussi loin que possible de celui-ci, en suivant le gradient de profondeur dans les directions opposées de l'extension maximum du lit de rhodolithes. Dans de nombreux cas, des échantillons ponctuels pourraient être utiles, mais il convient de prêter attention aux perturbations et au mélange des surfaces du fond de la mer, ainsi qu'à la perte possible de matériau pendant la récupération. Dans les cas extrêmes de matériaux très grossiers empêchant la pénétration et la fermeture du caisson, un préhenseur pourrait être utilisé, bien qu'il ne puisse pas préserver la stratification. Une fois le carottage récupéré, une photographie en couleur de toute la surface du carottage, à une résolution suffisamment élevée pour reconnaître la morphologie des rhodolithes et d'autres organismes vivants manifeste, doit être prise. De plus, il faut signaler la possible prolifération d'algues charnues pouvant affecter le taux de croissance des rhodolithes. Les descripteurs

suivants doivent ensuite être évalués : 1) estimation visuelle du pourcentage de couverture d'algues calcaires rouges vivantes ; 2) estimation visuelle du ratio de rhodolithes vivants/morts calculé pour la surface du carottage ; 3) évaluation visuelle des morphologies des rhodolithes caractérisant l'échantillon (Fig. 7) ; 4) mesure de l'épaisseur de la couche de rhodolithes vivants. Selon l'objectif spécifique de l'enquête, l'échantillon de sédiment est ensuite lavé à travers un tamis (maillage de 0,5 mm, par exemple) et l'échantillon traité avec le Rose Bengal pour colorer le matériel vivant avant d'être conservé pour être trié au microscope aux fins d'identification des taxons. Toutes les algues calcaires vivantes et les phytobenthos et zoobenthos qui les accompagnent doivent être identifiés et quantifiés afin de permettre la détection de la variabilité dans l'espace et dans le temps, ainsi que de tout changement faisant suite à des impacts éventuels. Les espèces d'algues doivent être évaluées selon une approche semi-quantitative (classes d'abondance de la couverture d'algues : absentes, 1-20%, 21-40%, 41-60%, 61-80%, > 81%). Pour les analyses moléculaires, les échantillons de morphotypes de rhodolithes de référence doivent être séchés à l'air et conservés dans du gel de silice. L'échantillon de sédiment doit être analysé pour la taille de grain (obligatoire) et la teneur en carbonate.

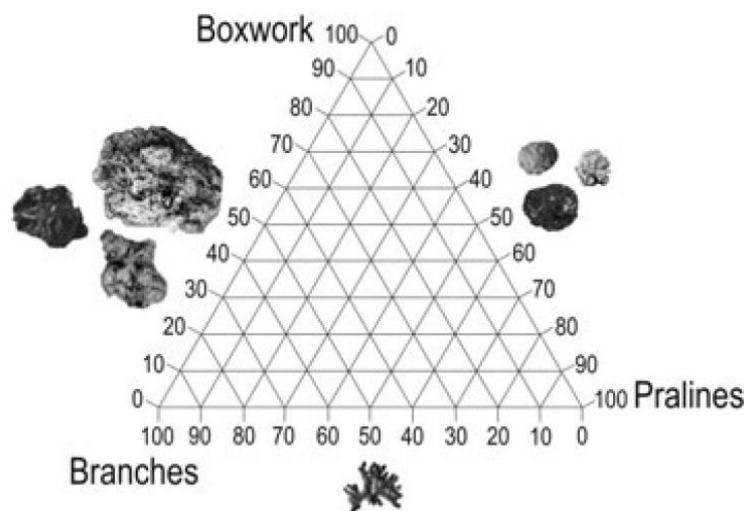


Figure 5 : Diagramme ternaire pour la description de la tridimensionnalité du lit des rhodolithes. Le pourcentage de couverture de chaque morphotype de rhodolithes, par rapport à la couverture totale de rhodolithes, peut être tracé sur l'axe correspondant. Les trois principaux morphotypes de rhodolithes (des rhodolithes encaissantes, pralines et branches non attachées) sont conçus comme des points focaux d'un continuum auquel toute morphologie possible des rhodolithes peut être approximativement attribuée de Basso et al. (2016).

Indices écologiques

72. À l'heure actuelle, un indice écologique pour évaluer l'état des lits de rhodolithes n'a pas encore été proposé. Au contraire, afin d'évaluer l'état écologique des récifs coralligènes, plusieurs indices écologiques ont été développés selon différentes approches (Kipson et al., 2011, 2014 ; Teixidó et al., 2013 ; Zapata-Ramírez et al., 2013 ; David et al., 2014. ; Féral et al., 2014 ; Piazzzi et al., 2019a), résumés dans le Tab. 5. La plupart des indices écologiques disponibles pour la surveillance des récifs coralligènes peu profonds (jusqu'à environ 40 m de profondeur) nécessitent des levés en plongée sous-marine. Ces indices adoptent des descripteurs et des techniques d'échantillonnage distincts, ce qui entrave la comparaison des données et des résultats et nécessite des procédures d'étalonnage comparatif. Cependant, comme décrit précédemment, le protocole STAR (procédure d'évaluation du coralligène STAndaRdized; Piazzzi et al., 2019a; Gennaro et al., 2020) a été récemment proposé comme une procédure efficace pour obtenir des données standardisées sur la plupart des descripteurs adoptés dans les différents indices écologiques grâce à un seul effort d'échantillonnage et une analyse des données partagées. Des descriptions détaillées des outils d'échantillonnage et des méthodologies adoptées pour chacun des index écologique énumérés dans le tableau 5 figurent dans les références bibliographiques correspondantes.

73. Par exemple, ESCA (Statut Ecologique des Assemblages Coralligènes ; Cecchi et al., 2014 ; Piazzzi et al., 2015, 2017a, 2021), ISLA (Niveau de Sensibilité Intégrée des Assemblages Coralligènes ; Montefalcone et al., 2017) et CAI (Indice d'Evaluation Coralligène ; Deter et al., 2012) sont basés sur une approche biocénotique dans laquelle les assemblages coralligènes sont examinés en termes de composition et d'abondance de toutes les espèces pour ESCA et ISLA, et en pourcentage de couverture de boue, de bryozoaires et d'organismes constructeurs (c.-à-d. Corallinales , bryozoaires et scléractiniens) pour CAI.

74. EBQI (Indice de Qualité Basé sur l'Ecosystème ; Ruitton et al., 2014) adopte une approche Web trophique au niveau de l'écosystème, dans laquelle les différentes composantes fonctionnelles sont identifiées, et un indice d'Etat Ecologique est mesuré pour chacune d'entre elles.

75. COARSE (Évaluation des Populations de Corail suivant l'estimation de ReefScape ; Gatti et al., 2012, 2015a) utilise une approche au niveau du paysage marin pour fournir des informations sur la structure des récifs coralligènes afin d'évaluer l'intégrité du fond marin. Étant donné que le coralligène se caractérise par une forte hétérogénéité, une grande fragmentation et la coexistence de plusieurs assemblages biotiques, une approche au niveau du paysage marin semble être la solution la plus raisonnable pour sa caractérisation.

76. OCI (Indice Global de Complexité ; Paoli et al., 2016) combine des mesures de complexité structurelle et fonctionnelle, tandis que INDEX-COR (réseau d'étude du coralligène en méditerranée) (Sartoretto et al., 2017) intègre trois descripteurs (la sensibilité des taxons à la matière organique et le dépôt de sédiment, richesse taxonomique observable et complexité structurelle des assemblages) pour évaluer l'état de santé des assemblages coralligènes.

77. Des étalonnages parmi certains des indices écologiques énumérés ci-dessus ont déjà été effectués. La comparaison entre ESCA et COARSE (Montefalcone et al., 2014 ; Piazzzi et al., 2014, 2017a, 2017b), qui sont les deux indices avec le plus grand nombre d'applications réussies à ce jour (Piazzzi et al., 2017b, 2021) sur 24 sites du Nord-Ouest de la Méditerranée a montré que les deux indices fournissaient des informations différentes mais complémentaires pour déterminer la qualité intrinsèque des récifs coralligènes et détecter les effets des pressions humaines sur les assemblages associés. L'utilisation simultanée des indices ESCA et COARSE peut donc être efficace pour fournir des informations sur l'altération de la qualité écologique des récifs coralligènes. Une comparaison récente entre ESCA, ISLA et COARSE a également été réalisée (Piazzzi et al., 2018), mettant en évidence que les principales différences entre les indices sont liées aux différentes approches utilisées et que les indices ESCA et ISLA ont aboutis à des résultats très cohérents en se basant sur une approche biocénotique. Enfin, les indices CAI, ESCA, COARSE et INDEX-COR ont été comparés parmi 21 sites situés le long des côtes méridionales de la France (Gatti et al., 2016). Les résultats ont montré que les quatre indices ne sont pas toujours concordants pour indiquer la qualité écologique des habitats coralligènes, certaines mesures étant plus sensibles que d'autres à la pression croissante.

78. Relativement, peu d'efforts ont été déployés pour proposer des indices écologiques pour les environnements mésophotiques sur la base des tracés de ROV, générant trois indices au niveau du paysage marin (Tab. 6), à savoir MAES (statut écologique des assemblages mésophotiques ; Cánovas-Molina et al., 2016a), CBQI (Indice de la Qualité des Bioconstructions Coralligènes ; Ferrigno et al., 2017) et MACS (Statut de Conservation des Assemblages Mésophotiques ; Enrichetti et al., 2019). MACS est un nouvel indice multiparamétrique composé de deux unités indépendantes, l'Indice de Statut (Is) et l'Indice d'Impact (Ii) suivant une approche DPSIR (Forces motrices - Pressions - Statut - Impacts - Réponse). L'indice MACS intègre trois descripteurs inclus dans la DCSMM et énumérés dans la Convention de Barcelone pour définir le statut environnemental des mers, à savoir la diversité biologique, l'intégrité des fonds marins et les déchets marins. L'Is décrit la complexité biocénotique de l'écosystème étudié, tandis que l'Ii décrit les impacts qui l'affectent. L'état environnemental est le résultat de l'état des communautés benthiques et de la quantité d'impacts sur celles-ci : l'indice MACS intégré mesure l'état environnemental des habitats coralligènes profonds résultant de la combinaison des

deux unités et de leur importance écologique. L'indice MACS a été effectivement calibré sur 14 récifs mésophotiques tempérés des mers Ligure et Tyrrhénienne, tous caractérisés par l'apparition de récifs tempérés et soumis à différentes conditions environnementales et à différents niveaux de pression humaine.

Observations finales

79. Inventorier et surveiller l'état des récifs coralligènes et des fonds marins de rhodolithes en méditerranée constitue un défi unique compte tenu de l'importance écologique et économique de ces habitats et des menaces qui pèsent sur leur existence. Longtemps ignorés en raison de leur accessibilité difficile et des moyens d'investigation limités, ces habitats sont aujourd'hui largement inclus dans les programmes de surveillance pour évaluer la qualité de l'environnement.

80. Une approche standardisée doit être encouragée pour surveiller l'état des récifs coralligènes et des fonds marins des rhodolithes, et notamment :

- Les connaissances sur la répartition des fonds marins des récifs coralligènes et des rhodolithes devraient être continuellement améliorées à l'échelle de la Méditerranée, surtout dans son bassin oriental et les zones/sites de référence devraient être individués.
- Un ensemble de longues données chronologiques doit être envisagé et un réseau d'experts méditerranéens installé.
- Des réseaux de surveillance, gérés localement et coordonnés à l'échelle régionale, devraient être mis en place et les protocoles normalisés proposés devraient être appliqués à l'ensemble de la Méditerranée, tant sur les récifs coralligènes que sur les fonds marins des rhodolithes.

Tableau 5 : Descripteurs utilisés dans les indices écologiques principalement adoptés dans les programmes de surveillance régionaux/nationaux pour évaluer la qualité de l'environnement de l'habitat coralligène peu profond (jusqu'à 40 m de profondeur) et fondés sur différentes approches.

Indice	Méthode	Analyse de l'image	Descripteurs
<i>Biocénотique</i>			
ESCA	Échantillons photographiques : 30 quadrats photographiques (50 cm × 37,5 cm) dans deux zones distantes de plusieurs centaines de mètres	Image Logiciel J 'pour l'estimation du pourcentage de couverture des principaux taxons et/ou groupes morphologiques de macro-invertébrés sessiles et de macro-algues	3 descripteurs : niveau de sensibilité de toutes les espèces (SL) ; α diversité (diversité des assemblages) ; β diversité (hétérogénéité des assemblages)
ISLA	Échantillons photographiques : 30 quadrats photographiques (50 cm × 37,5 cm) dans deux zones distantes de plusieurs centaines de mètres	Image Logiciel J 'pour l'estimation du pourcentage de couverture des principaux taxons et/ou groupes morphologiques de macro-invertébrés sessiles et de macro-algues	2 descripteurs : Niveau de sensibilité intégré de toutes les espèces (ISL), à savoir, SL au stress (SSL) et SL aux perturbations (DSL)
CAI	Échantillons photographiques : 30 quadrats photographiques (50 cm × 50 cm) le long d'un transect de 40 m de long	Logiciel CPCe 3.6 pour l'estimation du pourcentage de couverture par chaque espèce	3 descripteurs : % de couverture de boue ; % de couverture des constructeurs ; % de couverture de bryozoaires
<i>Écosystème</i>			
EBQI	Observation directe in situ et échantillons. Un modèle conceptuel simplifié du fonctionnement de l'écosystème à 10 compartiments fonctionnels		11 descripteurs : % de couverture de constructeurs ; % de couverture des espèces non calcaires ; abondance de filtres et de suspensivores ; présence de bioérodeurs et densité d'oursins ; abondance de brouteurs et de navigateurs ; biomasse de poissons planctonivores ; biomasse de poissons prédateurs ; biomasse de poissons piscivores ; Indice de diversité relative spécifique pour les poissons ; % de couverture de détritus benthiques ; densité des détritus
<i>Paysage marin</i>			
COARSE	Observations directes in situ avec évaluation visuelle rapide (RVA) : 3 estimations visuelles répétées sur une zone d'environ 2 m ² chacune.		9 descripteurs, 3 pour chaque couche : <u>Couche basale</u> % de couverture de rhodophyta calcifiées encroûtantes, d'algues encroûtantes non calcifiées, d'animaux encroûtants, d'algues formant une pelouse et de sédiments ; une évaluation semi-quantitative des traces d'espèces foreuses ; épaisseur et consistance de la couche calcaire avec un pénétromètre portatif (5 répétitions)

			<p><u>Couche intermédiaire</u> : richesse spécifique ; n ° d'organismes calcifiés dressés ; sensibilité des bryozoaires</p> <p><u>Couche supérieure</u> : % total de la couverture des espèces ; % de nécrose de chaque population ; hauteur maximale du spécimen le plus haut</p>
<i>Système intégré</i>			
INDEX-COR	Échantillons photographiques et observations directes : 30 quadrates photographiques (60 cm × 40 cm) le long de deux transects de 15 m de long (15 photos par transect) ; recensement visuel des déchets marins, des espèces sessiles et mobiles benthiques manifestes (échinodermes, décapodes et nudibranches de crustacés), estimation du% de couverture de gorgones et d'éponges, % de colonies nécrotiques de gorgones	Logiciel gratuit photoQuad, utilisant la technique du nombre de points uniforme	3 descripteurs : niveau de sensibilité des taxons (TS) à l'apport de matière organique et de sédiments ; richesse taxonomique de taxons manifestes reconnaissables visuellement sur des photo-quadrants et in situ ; complexité structurelle de l'habitat, définie à partir du% de couverture des taxons appartenant aux couches basale et intermédiaire estimée à partir des photo-quadrates et du% de couverture de gorgones et de grandes éponges observées in situ le long des transects de la couche supérieure
OCI	Cartes détaillées disponibles des habitats benthiques		Surface couverte par des coralligènes obtenue à partir de cartes ; liste des principaux groupes taxonomiques trouvés dans l'habitat ; biomasse par unité de surface de chaque groupe taxonomique obtenu à partir de la littérature. Ces descripteurs sont utilisés pour calculer l'exergie et l'exergie spécifique en tant que mesure de la complexité structurelle, tandis que le débit et les informations en tant que mesure de la complexité fonctionnelle.

Tableau 6 : Descripteurs utilisés dans les indices écologiques principalement adoptés dans les programmes de surveillance régionaux / nationaux pour évaluer la qualité environnementale des récifs de coralligène profond (d'environ 40 à 120 m de profondeur) présent dans la zone mésophotique.

Indice	Méthode	Analyse de l'image	Descripteurs
<i>Seascope</i>			
MAES	Levé ROV : transects vidéo de 500 m de long par zone et 20 photographies aléatoires à haute résolution frontalement au fond marin	Programme VLC pour la vidéo et logiciel Image J 'pour les photos	6 descripteurs : n ° de taxons mégabenthiques, % de couverture biotique dans la couche basale ; densité des espèces dressées ; hauteur moyenne et pourcentage de couverture des espèces dominantes dressées ; % de colonies avec épiose / nécrose ; densité de déchets marins
CBQI	Levé et photographies ROV	Logiciel VisualSoft pour la vidéo et le logiciel DVDVideoSoft pour obtenir des images aléatoires toutes les 10 s pour l'analyse quantitative	9 descripteurs : % de couverture de coralligène sur le fond ; n ° de groupes morphologiques ; densité des coraux de fan ; % de colonies avec épiose / nécrose ; % de colonies avec des signes couverts / enchevêtrés ; % d'engins de pêche ; profondeur ; pente ; type de sous-carte
MACS	Levé ROV : trois transects vidéo répliqués, chacun d'une longueur d'au moins 200 m, et 20 photographies aléatoires à haute résolution devant le fond marin	Programme VLC pour la vidéo et logiciel Image J 'pour les photos	12 descripteurs : richesse spécifique des espèces sessiles et sédentaires mégabenthiques remanifestes dans les couches intermédiaires et la canopée ; % de couvert des espèces basales encroûtantes ; % de couverture d'algues corallines ; dominance des espèces structurantes ; densité des espèces structurantes ; hauteur des espèces structurantes ; % de couverture de sédiment ; % de colonies présentant des signes d'épibiosis ; % de colonies présentant des signes de nécrose ; % de colonies directement empêtrées dans des engins de pêche perdus ; densité de déchets marins ; typologie des déchets marins

References

- Abbiati M., Airoldi L., Costantini F., Fava F., Ponti M., Virgilio M. 2009. Spatial and temporal variation of assemblages in Mediterranean coralligenous reefs. In: Pergent-Martini C., Bricchet M. (Eds.), Proceedings of the first symposium on the coralligenous and other calcareous bio-concretions of the Mediterranean Sea, Tabarka, Tunis, 15–16 January 2009. Tunis, Tunisia, UNEP/MAP–RAC/SPA, 34-39.
- Agnesi S., Annunziatellis A., Inghilesi R., Mo G., Orasi A. 2020. The contribution of wind-wave energy at sea bottom to the modelling of rhodolith beds distribution in an off-shore continental shelf. *Mediterranean Marine Science* 21 (2), 433-441.
- Agnesi S., Annunziatellis A., Cassese M.L., La Mesa G., Mo G., Tunesi L. 2008. Synthesis of the cartographic information on the coralligenous assemblages and other biogenic calcareous formations in the Mediterranean Sea. Avenant N° 3/2008/RAC/SPA en référence au Mémorandum de coopération N° 6/2002/RAC/SPA, 50 p.+ 4 Annexes.
- Antonioli P.A. 2010. Fiche d'aide à la caractérisation de l'Habitat Natura 2000 Coralligène. GIS Posidonie publ., France.
- Astruch P., Goujard A., Rouanet E., Boudouresque C.F., Verlaque M., Berthier L., Daniel B., Harmelin J.G., Peirache M., Peterka A., Ruitton S., Thibaut T. 2019. Assessment of the conservation status of coastal detrital sandy bottoms in the Mediterranean Sea: an ecosystem-based approach in the framework of the ACDSEA project. In: Langar H., Ouerghi A. (Eds), Proceedings of the 3rd Mediterranean Symposium on the conservation of Coralligenous & other Calcareous Bio-Concretions (Antalya, Turkey, 15-16 January 2019), SPA/RAC publ., Tunis, 23-29.
- Azzola A., Bavestrello G., Bertolino M., Bianchi C.N., Bo M., Enrichetti F., Morri C., Oprandi A., Toma M., Montefalcone M. 2021. Cannot conserve a species that has not been found: the case of the marine sponge *Axinella polypoides* in Liguria, Italy. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 31 (4), 737-747.
- Balata D., Piazzì L., Benedetti-Cecchi L. 2007. Sediment disturbance and loss of β diversity on subtidal rocky reefs. *Ecology* 88, 2455-2461.
- Balata D., Piazzì L., Cecchi E., Cinelli F. 2005. Variability of Mediterranean coralligenous assemblages subject to local variation in sediment deposits. *Marine Environmental Research* 60, 403-421.
- Ballesteros E. 2006. Mediterranean coralligenous assemblages: a synthesis of present knowledge. *Oceanography and Marine Biology Annual Review* 44, 123-195.
- Basso D., Babbini L., Kaleb S., Bracchi V.A., Falace A. 2016. Monitoring deep Mediterranean rhodolith beds. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 26 (3), 549-561.
- Bianchi C.N. 2001. Bioconstruction in marine ecosystems and Italian marine biology. *Biologia Marina Mediterranea* 8, 112-130.
- Bianchi C.N., Ardizzone G.D., Belluscio A., Colantoni P., Diviacco G., Morri C., Tunesi L. 2004a. 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.), 185-215.
- Bonacorsi M., Clabaut P., Pergent G., Pergent-Martini C. 2010. Cartographie des peuplements coralligènes du Cap Corse - Rapport de mission CAPCORAL, 4 Août–11 Septembre 2010. Contrat Agence des Aires Marines Protégées/GIS Posidonies, 1-34 + Annexes.
- Bonacorsi M., Pergent-Martini C., Clabaut P., Pergent G. 2012. Coralligenous “atolls”: discovery of a new morphotype in the Western Mediterranean Sea. *Comptes Rendus Biologies* 335 (10-11), 668-672.
- Boudouresque C.F. 1971. Méthodes d'étude qualitative et quantitative du benthos (en particulier du

phytobenthos). *Téthys* 3, 79-104.

Canessa M., Montefalcone M., Bavestrello G., Povero P., Coppo S., Morri C., Bianchi C.N. 2017. Fishery maps contain approximate but useful information for inferring the distribution of marine habitats of conservation interest. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 187, 74-83.

Cánovas Molina A., Bavestrello G., Cau A., Montefalcone M., Bianchi C.N., Morri C., Canese S., Bo M. 2016a. A new ecological index for the status of deep circalittoral Mediterranean megabenthic assemblages based on ROV photography and video footage. *Continental Shelf Research* 121, 13-20.

Cánovas Molina A., Montefalcone M., Canessa M., Coppo S., Diviacco G., Morri C., Ferrari M., Cerrano C., Bavestrello G., Bianchi C.N. 2014. Coralligenous reefs in Liguria: distribution and characterization. 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). UNEP/MAP–RAC/SPA, RAC/SPA publ., Tunis, 55-60.

Cánovas Molina A., Montefalcone M., Vassallo P., Morri C., Bianchi C.N., Bavestrello G. 2016b. Combining historical information, acoustic mapping and in situ observations: An overview from coralligenous in Liguria (NW Mediterranean Sea). *Scientia Marina* 80 (1), 7-16.

Cecchi E., Gennaro P., Piazzzi 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.

Çinar M.E., Féral J.-P., Arvanitidis C., David R., Taşkin E., Sini M., Dailianis T., Doğan A., Gerovasileiou V., Evcen A., Chenuil A., Dağlı E., Aysel V., Issaris Y., Bakir K., Nalmpanti M., Sartoretto S., Salomidi M., Sapouna A., Açık S., Dimitriadis C., Koutsoubas D., Katağan T., Öztürk B., Koçak F., Erdogan-Dereli D., Önen S., Özgen Ö., Türkçü N., Kirkim F., Önen M. 2020. Coralligenous assemblages along their geographical distribution: testing of concepts and implications for management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 30, 1578-1594.

David R., Arvanitidis C., Çinar, M.E., Sartoretto S., Dogan A., Dubois S., ... Féral J.-P. 2014. CIGESMED protocols: How to implement a multidisciplinary approach on a large scale for coralligenous habitats survey. In: Bouafif C., Langar H., Ouerghi A. (Eds.), *Proceedings of the second Mediterranean symposium on the conservation of coralligenous and other calcareous bio-concretions*, Portorož, Slovenia, 29–30 October 2014. UNEP/MAP–RAC/SPA, Tunis, 66-71.

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.

Enrichetti F., Bo M., Morri C., Montefalcone M., Toma M., Bavestrello G., Tunesi L., Canese S., Giusti M., Salvati E., Bianchi C.N. 2019. Criteria to assess the environmental status of temperate mesophotic reefs. *Ecological Indicators* 102, 218-229.

Evans D., Aish A., Boon A., Condé S., Connor D., Gelabert E., Michez N., Parry M., Richard D., Salvati E., Tunesi L. 2016. Revising the marine section of the EUNIS habitat classification. Report of a workshop held at the European Topic Centre on Biological Diversity, 12-13 May 2016. ETC/BD report to the EEA.

Féral J.-P., Arvanitidis C., Chenuil A., Çinar M.E., David R., Frémaux A., ... Sartoretto S. 2014. CIGESMED: Coralligenous based indicators to evaluate and monitor the “Good Environmental Status” of the Mediterranean coastal waters, a SeasEra project. 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). UNEP/MAP–RAC/SPA, RAC/SPA publ., Tunis, 15-21.

Ferdeghini F., Acunto S., Cocito S., Cinelli F. 2000. Variability at different spatial scales of a

- coralligenous assemblage at Giannutri Island (Tuscan Archipelago, northwestern Mediterranean). *Hydrobiologia* 440, 27-36.
- Ferrigno F., Russo G.F., Sandulli R. 2017. Coralligenous Bioconstructions Quality Index (CBQI): a synthetic indicator to assess the status of different types of coralligenous habitats. *Ecological Indicators* 82, 271-279.
- García-Gómez J.C., González A.R., Maestre M.J., Espinosa F. 2020. Detect coastal disturbances and climate change effects in coralligenous community through sentinel stations. *PloS One* 15 (5), e0231641.
- Garrabou J., Gómez-Gras D., Ledoux J.B., Linares C., Bensoussan N., López-Sendino P., Bazairi H., Espinosa F., Ramdani M., Grimes S., Benabdi M., Ben Souissi J., Soufi E., Khamassi F., Ghanem R., Ocaña O., Ramos-Esplà A., Izquierdo A., Anton I., Rubio-Portillo E., Barbera C., Cebrian E., Marbà N., Hendriks I.E., Duarte C.M., Deudero S., Díaz D., Vázquez-Luis M., Alvarez E., Hereu B., Kersting D.K., Gori A., Viladrich N., Sartoretto S., Paireud I., Ruitton S., Pergent G., Pergent-Martini C., Rouanet E., Teixidó N., Gattuso J.P., Fraschetti S., Rivetti I., Azzurro E., Cerrano C., Ponti M., Turicchia E., Bavestrello G., Cattaneo-Vietti R., Bo M., Bertolino M., Montefalcone M., Chimienti G., Grech D., Rilov G., Tuney Kizilkaya I., Kizilkaya Z., Eda Topçu N., Gerovasileiou V., Sini M., Bakran-Petricoli T., Kipson S., Harmelin J.G. 2019. Collaborative database to track Mass Mortality Events in the Mediterranean Sea. *Frontiers in Marine Science* 6, 707.
- Garrabou J., Perez T., Sartoretto S., Harmelin J.G. 2001. Mass mortality event in red coral (*Corallium rubrum*, Cnidaria, Anthozoa, Octocorallia) population in the Provence region (France, NW Mediterranean). *Marine Ecology Progress Series* 217, 263-272.
- 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. 2015a. Coralligenous reefs state along anthropized coasts: application and validation of the COARSE index, based on a Rapid Visual Assessment (RVA) approach. *Ecological Indicators* 52, 567-576.
- Gatti G., Bianchi C.N., Parravicini V., Rovere A., Peirano A., Montefalcone M., Massa F., Morri C. 2015b. Ecological change, sliding baselines and the importance of historical data: lessons from combining observational and quantitative data on a temperate reef over 70 years. *PLOS-One* 10 (2), e0118581.
- Gatti G., Montefalcone M., Rovere A., Parravicini V., Morri C., Albertelli G., Bianchi C.N. 2012. Seafloor integrity down the harbour waterfront: first characterisation and quality evaluation of the coralligenous rocky shoals of Vado Ligure (NW Mediterranean Sea). *Advanced in Oceanography and Limnology* 3, 51-67.
- Gatti G., Piazzì L., Schon T., David R., Montefalcone M., Feral J.P., Sartoretto S. 2016. A comparison among coralligenous-based indices for the assessment of the marine ecological quality. The 50° European Marine Biology Symposium (EMBS), 26-30 September 2016, Rhodes, Greece.
- Gennaro P., Piazzì L., Cecchi E., Montefalcone M., Morri C., Bianchi C.N. 2020. Monitoraggio e valutazione dello stato ecologico dell'habitat a coralligeno. Il coralligeno di parete. ISPRA, Manuali e Linee Guida n° 191, 64 pp.
- Georgiadis M., Papatheodorou G., Tzanatos E., Geraga M., Ramfos A., Koutsikopoulos C., Ferentinos G. 2009. Coralligène formations in the eastern Mediterranean Sea: Morphology, distribution, mapping and relation to fisheries in the southern Aegean Sea (Greece) based on high-resolution acoustics. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 368, 44-58.

- Gerovasileiou V., Dailianis T., Panteri E., Michalakis N., Gatti G., Sini M., Dimitriadis C., Issaris Y., Salomidi M., Filiopoulou I., Doğan A., Thierry de Ville d'Avray L., David R., Çinar M., Koutsoubas D., Féral J., Arvanitidis C. 2016. CIGESMED for divers: Establishing a citizen science initiative for the mapping and monitoring of coralligenous assemblages in the Mediterranean Sea. *Biodiversity Data Journal* 4, e8692.
- Gubbay S., Sanders N., Haynes T., Janssen J.A.M., Rodwell J.R., Nieto A., ... Calix M. 2016. European Red List of habitats. Part 1. Marine habitats. Luxembourg City, European Union Publications Office, Luxembourg.
- Harmelin J.G. 1990. Ichtyofaune des fonds rocheux de Méditerranée : structure du peuplement du coralligène de l'île de Port-Cros (parc national, France). *Mésogée* 50, 23-30.
- Kenny A.J., Cato I., Desprez M., Fader G., Schuttenhelm R.T.E., Side J. 2003. An overview of seabed-mapping technologies in the context of marine habitat classification. *ICES Journal of Marine Science* 60 (2), 411-418.
- Kipson S., Fourt M., Teixidó N., Cebrian E., Casas E., Ballesteros E., ... Garrabou J. 2011. Rapid biodiversity assessment and monitoring method for highly diverse benthic communities: A case study of Mediterranean coralligenous outcrops. *PLoS ONE* 6, e27103.
- Kipson S., Kaleb S., Kružić P., Rajković Ž., Žuljević A., Jaklin A., ... Garrabou J. 2014. Croatian coralligenous monitoring protocol: The basic methodological approach. 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). UNEP/MAP-RAC/SPA, RAC/SPA publ., Tunis, 95-99.
- Martin C.S., Giannoulaki M., De Leo F., Scardi M., Salomidi M., Knittweis L., ... Bavestrello G. 2014. Coralligenous and maërl habitats: predictive modelling to identify their spatial distributions across the Mediterranean Sea. *Scientific Reports* 4, 5073.
- MATTM/ISPRA. 2016. Programmi di Monitoraggio per la Strategia Marina. Art.11, D.lgs. 190/2010. Schede Metodologiche Modulo 7 - Habitat coralligeno. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Istituto Superiore per la Protezione dell'Ambiente, Roma, Italia.
- Montefalcone M., Cánovas-Molina A., Cecchi E., Guala I., Morri C., Bavestrello G., ... Piazzzi L. 2014. Comparison between two methods for the assessment of ecological quality of coralligenous assemblages. *Biologia Marina Mediterranea* 21, 240-241.
- Montefalcone M., Morri C., Bianchi C.N., Bavestrello G., Piazzzi L. 2017. The two facets of species sensitivity: stress and disturbance on coralligenous assemblages in space and time. *Marine Pollution Bulletin* 117, 229-238.
- Montefalcone M., Rovere A., Parravicini V., Albertelli G., Morri C., Bianchi C.N. 2013. Evaluating change in seagrass meadows: a time-framed comparison of Side Scan Sonar maps. *Aquatic Botany* 104, 204-212.
- Montefalcone M., Tunesi L., Ouerghi A. 2021. A review of the classification systems for marine benthic habitats and the new updated Barcelona Convention classification for the Mediterranean. *Marine Environmental Research*, in press.
- Pérès J.M., Picard J. 1964. Nouveau manuel de bionomie benthique de la Méditerranée. *Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume* 3, 1-137.
- Paoli C., Morten A., Bianchi C.N., Morri C., Fabiano M., Vassallo P. 2016. Capturing ecological complexity: OCI, a novel combination of ecological indices as applied to benthic marine habitats. *Ecological Indicators* 66, 86-102.
- Parravicini V., Ciribilli G., Morri C., Montefalcone M., Albertelli G., Bianchi C.N. 2009. Size matters more than method: visual quadrats vs photography in measuring the impact of date mussel collection on Mediterranean rocky reef communities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 81, 359-367.

- Parravicini V., Micheli F., Montefalcone M., Villa E., Morri C., Bianchi C.N. 2010. Rapid assessment of benthic communities: a comparison between two visual sampling techniques. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 395, 21-29.
- Piazzi L., Bianchi C.N., Cecchi E., Gatti G., Guala I., Morri C., Sartoretto S., Serena F., Montefalcone M. 2017b. 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., Bianchi C.N., Cecchi E., Gennaro P., Marino G., Montefalcone M., Morri C., Serena F. 2018. Il coralligeno toscano: distribuzione, struttura dei popolamenti e monitoraggio mediante utilizzo di differenti indici di qualità ecologica. In: Benincasa F. (Ed.), *Seventh International Symposium "Monitoring of Mediterranean coastal areas: problems and measurement techniques, Livorno 19-21 June 2018*, 311-316.
- Piazzi L., Cecchi E., Serena F., Guala I., Cánovas-Molina A., Gatti G., ... Montefalcone M. 2014. Visual and photographic methods to estimate the quality of coralligenous reefs under different human pressures. 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)*. UNEP/MAP-RAC/SPA, RAC/SPA publ., Tunis, 135-140.
- Piazzi L., Gennaro P., Cecchi E., Bianchi C.N., Cinti F., Gatti G., Guala I., Morri C., Sartoretto F., Serena F., Montefalcone M. 2021. Ecological status of coralligenous assemblages: ten years of application of the ESCA index from local to wide scale validation. *Ecological Indicators* 121, 107077.
- Piazzi L., Gennaro P., Cecchi E., Serena F. 2015. Improvement of the ESCA index for the evaluation of ecological quality of coralligenous habitat under the European Framework Directives. *Mediterranean Marine Science* 16, 419-426.
- Piazzi L., Gennaro P., Cecchi E., Serena F., Bianchi C.N., Morri C., Montefalcone M. 2017a. Integration of ESCA index through the use of sessile invertebrates. *Scientia Marina* 81 (2), 283-290.
- Piazzi L., Gennaro P., Montefalcone M., Bianchi C.N., Cecchi E., Morri C., Serena F. 2019a. STAR: An integrated and standardized procedure to evaluate the ecological status of coralligenous reefs. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 29, 189-201.
- Piazzi L., Kaleb S., Ceccherelli G., Montefalcone M., Falace A. 2019b. Deep coralligenous outcrops of the Apulian continental shelf: biodiversity and spatial variability of sediment-regulated assemblages. *Continental Shelf Research*, 172, 50-56.
- Piazzi, L., La Manna, G., Cecchi, E., Serena, F., & Ceccherelli, G. (2016). Protection changes the relevancy of scales of variability in coralligenous assemblages. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 175, 62–69.
- Relini G. 2009. Marine bioconstructions, Nature's architectural seascapes. Italian Ministry of the Environment, Land and Sea Protection, Friuli Museum of Natural History, Udine. *Italian Habitats* 22, 159 p.
- Relini G., Giaccone G. 2009. Gli habitat prioritari del protocollo SPA/BIO (Convenzione di Barcellona) presenti in Italia. Schede descrittive per l'identificazione / Priority habitat according to the SPA/BIO protocol (Barcelona Convention) present in Italy. Identification sheets. *Biologia Marina Mediterranea* 16 (suppl. 1), 372 p.
- Riosmena-Rodríguez R., Nelson W., Aguirre J. (Eds). 2017. *Rhodolith/maërl beds: a global perspective*. Springer International Publishing, Switzerland.
- Rossi V., Lo M., Legrand T., Ser-Giacomi E., de Jode A., de Ville d'Avray L.T., ... Chenuil A. 2021. Small-scale connectivity of coralligenous habitats: insights from a modelling approach within a semi-opened Mediterranean bay. *Vie et Milieu/Life & Environment, Observatoire Océanologique-Laboratoire Arago*, in press.

- Ruitton S., Personnic S., Ballesteros E., Bellan-Santini D., Boudouresque C.F., Chevaldonné P., ... Verlaque M. 2014. An ecosystem-based approach to evaluate the status of the Mediterranean coralligenous habitat. In: Bouafif C., Langar H., Ouerghi A. (Eds), *Proceedings of the 2nd Mediterranean Symposium on the conservation of Coralligenous and other Calcareous Bio-Concretions* (Portorož, Slovenia, 29-30 October 2014). UNEP/MAP-RAC/SPA, RAC/SPA publ., Tunis, 153-158.
- Sartoretto S., Schohn T., Bianchi C.N., Morri C., Garrabou J., Ballesteros E., ... Gatti G. 2017. An integrated method to evaluate and monitor the conservation state of coralligenous habitats: the INDEX-COR approach. *Marine Pollution Bulletin* 120, 222-231.
- Savini A., Basso D., Alice Bracchi V., Corselli C., Pennetta M. 2012. Maërl-bed mapping and carbonate quantification on submerged terraces offshore the Cilento peninsula (Tyrrhenian Sea, Italy). *Geodiversitas* 34, 77-98.
- SPA/RAC-UN Environment/MAP, OCEANA, 2017. Guidelines for inventorying and monitoring of dark habitats in the Mediterranean Sea. Gerovasileiou V., Aguilar R., Marín P. (Eds), *SPA/RAC-Deep Sea Lebanon Project*. UNEP/MAP-SPA/RAC publ., Tunis, 40 pp + Annexes.
- SPA/RAC-UN Environment/MAP. 2019a. Updated classification of benthic marine habitat types for the Mediterranean Region. UNEP/MAP-SPA/RAC publ., Tunis, 23 pp.
- SPA/RAC-UN Environment/MAP. 2019b. Updated reference list of marine habitat types for the selection of sites to be included in the national inventories of natural sites of conservation interest in the Mediterranean. UNEP/MAP-SPA/RAC publ., Tunis, 20 pp.
- Teixidó N., Casas E., Cebrian E., Linares C., Garrabou J. 2013. Impacts on coralligenous outcrop biodiversity of a dramatic coastal storm. *PLoS ONE* 8, e53742.
- Tetzaff K., Thorsen E. 2005. Breathing at depth: physiological and clinical aspects of diving when breathing compressed air. *Clinics in Chest Medicine* 26, 355-380.
- UNEP/MAP. 2008. Decision IG.17/06: Implementation of the ecosystem approach to the management of human activities that may affect the Mediterranean marine and coastal environment. UNEP(DEPI)/MED IG.17/10. 15th Ordinary Meeting of the Contracting Parties to the Convention for the Protection of the Marine Environment and the Coastal Region of the Mediterranean and its Protocols.
- UNEP/MAP-RAC/SPA. 2009. *Proceedings of the 1st Mediterranean symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bio-concretions*. Pergent-Martini C., Bricchet M. (Eds), Tabarka, 15-16 January 2009.
- UNEP/MAP-RAC/SPA. 2015. Standard methods for inventorying and monitoring coralligenous and rhodoliths assemblages. Pergent G., Agnesi S., Antonioli P.A., Babbini L., Belbacha S., Ben Mustapha K., Bianchi C.N., Bitar G., Cocito S., Deter J., Garrabou J., Harmelin J.-G., Hollon F., Mo G., Montefalcone M., Morri C., Parravicini V., Peirano A., Ramos-Espla A., Relini G., Sartoretto S., Semroud R., Tunesi L., Verlaque M. (Eds), *RAC/SPA publ.*, Tunis, 20 pp. + Annex.
- UNEP/MAP-RAC/SPA. 2008. Action plan for the conservation of the coralligenous and other calcareous bio-concretions in the Mediterranean Sea, UNEP/MAP-RAC/SPA, Tunis, 21 p.
- UNEP/MAP-SPA/RAC. 2017. Action plan for the conservation of the coralligenous and other calcareous bio-concretions in the Mediterranean Sea,, Tunis, 21 p.
- UNEP/MAP-SPA/RAC. 2019. Report of the meeting of experts on the finalization of the classification of benthic marine habitat types for the Mediterranean region and the reference list of marine and coastal habitat types in the Mediterranean. SPA/RAC publ., Tunis, 49 p.
- Vassallo P., Bianchi C.N, Paoli C., Holon F., Navone A., Bavestrello G., Cattaneo Vietti R., Morri C. 2018. A predictive approach to benthic marine habitat mapping: efficacy and management implications. *Marine Pollution Bulletin* 131, 218-232.

- Viala C., Lamouret M., Abadie A. 2021. Seafloor classification using a multibeam echosounder: A new rugosity index coupled with a pixel-based process to map Mediterranean marine habitats. *Applied Acoustics* 179, 108067.
- Zapata-Ramírez P.A., Huete-Stauffer C., Scaradozzi D., Marconi M., Cerrano C. 2016. Testing methods to support management decisions in coralligenous and cave environments. A case study at Portofino MPA. *Marine Environmental Research* 118, 45-56.
- Zapata-Ramírez P.A., Scaradozzi D., Sorbi L., Palma M., Pantaleo U., Ponti M., Cerrano, C. 2013. Innovative study methods for the Mediterranean coralligenous habitats. *Advances in Oceanography and Limnology* 4, 102-119.

Annex

Liste des principales espèces à prendre en compte dans l'inventaire et la surveillance des habitats de coralligènes et de rhodolithes (à partir de UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015)
Chaque Partie contractante peut régulièrement améliorer ces listes et choisir les espèces les plus appropriées en fonction de sa situation géographique.

Coralligenous

(* envahissant; ** milieux perturbés ou stressés, lorsqu'ils sont abondants; *** espèces protégées)

Builders

Algal builders

Lithophyllum cabiochae (Boudouresque & Verlaque) Athanasiadis, 1999

Lithophyllum stictiforme (J.E. Areschoug) Hauck, 1877

Lithothamnion sonderi Hauck, 1883

Lithothamnion philippii Foslie, 1897

Mesophyllum alternans (Foslie) Cabioch & M.L. Mendoza, 1998

Mesophyllum expansum (Philippi) Cabioch & M.L. Mendoza, 2003

Mesophyllum macedonis Athanasiadis, 1999

Mesophyllum macroblastum (Foslie) W.H. Adey, 1970

Neogoniolithon mamillosum (Hauck) Setchell & L.R. Mason, 1943

Peyssonnelia rosa-marina Boudouresque & Denizot, 1973

Peyssonnelia polymorpha (Zanardini) F. Schmitz, 1879

Sporolithon ptychoides Heydrich, 1897

Animal builders

Foraminifera

Miniacina miniacea Pallas, 1766

Bryozoans

Adeonella spp. Canu & Bassler, 1930

Myriapora truncata Pallas, 1766

Pentapora fascialis Pallas, 1766

Rhynchozoon neapolitanum Gautier, 1962

Schizomavella spp.

Schizoretepora serratimargo (Hincks, 1886)

Smittina cervicornis Pallas, 1766

Turbicellepora spp.

Polychaeta

Serpula spp.

Protula tubularia (Montagu, 1803)

Spirorbis sp.

Spirobranchus polytrema Philippi, 1844

Cnidaria

Caryophyllia (*Caryophyllia*) *inornata* (Duncan, 1878)

Caryophyllia (*Caryophyllia*) *smithii* Stokes & Broderip, 1828

Cladocora caespitosa Linnaeus, 1767

Dendrophyllia ramea Linnaeus, 1758

Dendrophyllia cornigera Lamarck, 1816

Hoplangia durotrix Gosse, 1860

Leptopsammia pruvoti Lacaze-Duthiers, 1897

Polycyathus muelleri Abel, 1959

Phyllangia americana mouchezii Lacaze-Duthiers, 1897

Bioeroders

Sponges

Clionidae (Cliona, Pione)

Echinoids

Echinus melo Lamarck, 1816

Sphaerechinus granularis (Lamarck, 1816)

Molluscs

Hiatella arctica Linnaeus, 1767

Lithophaga lithophaga Linnaeus, 1758***

Petricola lithophaga (Retzius, 1788)

Rocellaria dubia (Pennant, 1777)

Polychaetes

Dipolydora spp.

Dodecaceria concharum Örsted, 1843

Polydora spp.

Sipunculids

Aspidosiphon (*Aspidosiphon*) *muelleri muelleri* Diesing, 1851

Phascolosoma (*Phascolosoma*) *stephensoni* Stephen, 1942

OTHER RELEVANT SPECIES

Algae

Green algae

Caulerpa cylindracea Sonder, 1845*

Caulerpa taxifolia (M. Vahl) C. Agardh, 1817*

Codium bursa (Olivi) C. Agardh, 1817**

Codium fragile (Suringar) Hariot, 1889*

Codium vermilare (Olivi) Chiaje, 1829**

Flabellia petiolata (Turra) Nizamuddin, 1987

Halimeda tuna (J. Ellis & Solander) J.V.

Lamouroux, 1816

Palmophyllum crassum (Naccari) Rabenhorst, 1868

Brown algae

Acinetospora crinita (Carmichael) Sauvageau, 1899**
Cystoseira dubia Valiante, 1883***
Cystoseira montagnei var. *compressa* (Ercegovic) M. Verlaque, A. Blanfuné, C.F. Boudouresque, T. Thibaut & L.N. Sellam, 2017
Cystoseira zosteroides (Turner) C. Agardh, 1821***
Dictyopteris lucida M.A. Ribera Siguán, A. Gómez Garreta, Pérez Ruzafa, Barceló Martí & Rull Lluç, 2005**
Dictyota spp.**
Halopteris filicina (Grateloup) Kützing, 1843
Laminaria rodriguezii Bornet, 1888***
Phyllariopsis brevipes (C. Agardh) E.C. Henry & G.R. South, 1987
Stictyosiphon adriaticus Kützing, 1843**
Stilophora tenella (Esper) P.C. Silva in P.C. Silva, Basson & Moe, 1996**
Stypopodium schimperi (Kützing) M. Verlaque & Boudouresque, 1991*

“Yellow” algae (Pelagophyceae)

Nematochrysopsis marina (J.Feldmann) C. Billard, 2000**

Red algae

Acrothamnion preissii (Sonder) E.M. Wollaston, 1968*
Asparagopsis taxiformis (Delile) Trevisan de Saint-Léon, 1845*
Cryptonemia lomation (Bertoloni) J. Agardh, 1851
Gloiocladia spp.
Halymenia spp.
Kallymenia spp.
Leptofaucha coralligena Rodríguez-Prieto & De Clerck, 2009
Lophocladia lallemandii (Montagne) F. Schmitz, 1893*
Osmundaria volubilis (Linnaeus) R.E. Norris, 1991
Peyssonnelia spp. (non calcareous)
Phyllophora crispa (Hudson) P.S. Dixon, 1964
Ptilophora mediterranea (H.Huvé) R.E. Norris, 1987
Rodriguezella spp.
Sebdenia spp.
Womersleyella setacea (Hollenberg) R.E. Norris, 1992*

Animals

Sponges

Acanthella acuta Schmidt, 1862
Agelas oroides Schmidt, 1864
Aplysina aerophoba Nardo, 1843***
Aplysina cavernicola Vacelet, 1959***

Axinella spp.***

Calyx nicaeensis (Risso, 1827)
Chondrosia reniformis Nardo, 1847
Clathrina clathrus Schmidt, 1864
Cliona viridis (Schmidt, 1862)
Crambe crambe (Schmidt, 1862)
Dysidea spp.
Fasciospongia cavernosa (Schmidt, 1862)
Haliclona (Reniera) mediterranea Griessinger, 1971
Haliclona (Soestella) mucosa Griessinger, 1971
Haliclona (Halichoclona) fulva (Topsent, 1893)
Hemimyscale columella Bowerbank, 1874
Ircinia oros Schmidt, 1864
Ircinia variabilis Schmidt, 1862
Oscarella sp.
Petrosia (Petrosia) ficiformis (Poiret, 1789)
Phorbas tenacior Topsent, 1925
Sarcotragus foetidus Schmidt, 1862
Sarcotragus spinosulus Schmidt, 1862
Spirastrella cunctatrix Schmidt, 1868
Spongia (Spongia) officinalis Linnaeus, 1759***
Spongia (Spongia) lamella Schulze, 1879***

Cnidaria

Aglaophenia kirchenpaueri (Heller, 1868)
Alcyonium acaule Marion, 1878
Alcyonium palmatum Pallas, 1766
Antipathes spp.***
Callogorgia verticillata Pallas, 1766
Cerianthus lloydii Gosse, 1859
Cerianthus membranaceus (Gmelin, 1791)
Corallium rubrum Linnaeus, 1758***
Desmophyllum dianthus (Esper, 1794) Ellisella paraplexauroides Stiasny, 1936
Eunicella spp.
Leptogorgia sarmentosa Esper, 1789
Madracis pharensis (Heller, 1868)
Paramuricea clavata Risso, 1826
Parazoanthus axinellae Schmidt, 1862
Savalia savaglia Bertoloni, 1819***

Polychaeta

Filograna implexa Berkeley, 1835
Sabella spallanzanii Gmelin, 1791
Salmacina dysteri Huxley, 1855
Protula spp.

Bryozoans

Chartella tenella Hincks, 1887
Hornera frondiculata (Lamarck, 1816)
Margaretta cereoides Ellis & Solander, 1786

Tunicates

Aplidium spp.
Cystodytes dellechiaiei (Della Valle, 1877)
Halocynthia papillosa Linnaeus, 1767

Herdmania momus (Savigny, 1816)

Microcosmus sabatieri Roule, 1885

Pseudodistoma cyrnusense Pérès, 1952

Molluscs

Cerithium scabridum Philippi, 1848*

Charonia lampas Linnaeus, 1758***

Charonia variegata Lamarck, 1816

Luria lurida Linnaeus, 1758***

Naria spurca (Linnaeus, 1758)

Pinna rudis Linnaeus, 1758***

Decapoda

Dardanus arrosor (Herbst, 1796)

Maja squinado Herbst, 1788***

Palinurus elephas Fabricius, 1787***

Pilumnus hirtellus (Linnaeus, 1761)

Scyllarides latus Latreille, 1803***

Echinodermata

Antedon mediterranea Lamarck, 1816

Centrostephanus longispinus Philippi, 1845***

Diadema setosum (Leske, 1778)*

Echinaster (Echinaster) sepositus (Retzius, 1783)

Holothuria (Panningothuria) forskali Delle

Chiaje, 1823

Hacelia attenuata Gray, 1840

Holothuria (Platyperona) sanctori Delle Chiaje,

1823

Synaptula reciprocans (Forsskål, 1775)

Pisces

Anthias anthias (Linnaeus, 1758)

Coris julis (Linnaeus, 1758)

Chromis chromis (Linnaeus, 1758)

Epinephelus spp.***

Mycteroperca rubra Bloch, 1793

Pterois miles (Bennett, 1828)*

Sargocentron rubrum (Forsskål, 1775)*

Seriola dumerili (Risso, 1810)

Siganus luridus (Rüppell, 1829)*

Siganus rivulatus Forsskål & Niebuhr, 1775*

Sparisoma cretense (Linnaeus, 1758)

Sciaena umbra Linnaeus, 1758***

Scorpaena scrofa Linnaeus, 1758

Raja spp.***

Torpedo spp.

Mustelus spp.

Phycis phycis Linnaeus, 1766

Serranus cabrilla Linnaeus, 1758

Scyliorhinus canicula Linnaeus, 1758

Rhodolithes

(* envahissants; ** environnements perturbés ou stressés, lorsqu'ils sont abondants; *** espèces protégées. Les espèces qui peuvent être dominantes ou abondantes sont précédées de #)

AlgaeRed algae (calcareous)

- Lithophyllum cabiochae* (Boudouresque et Verlaque) Athanasiadis
 # *Lithophyllum racemus* (Lamarck) Foslie, 1901
Lithophyllum stictiforme (J.E. Areschoug) Hauck, 1877
 # *Lithothamnion corallioides* (P.L. Crouan & H.M. Crouan) P.L. Crouan & H.M. Crouan, 1867***
Lithothamnion minervae Basso, 1995
 # *Lithothamnion valens* Foslie, 1909
Mesophyllum alternans (Foslie) Cabioch & Mendoza, 1998
Mesophyllum expansum (Philippi) Cabioch & Mendoza, 2003
Mesophyllum philippii (Foslie) W.H. Adey, 1970
Neogoniolithon brassica-florida (Harvey) Setchell & L.R. Mason, 1943
Neogoniolithon mamillosum (Hauck) Setchell & L.R. Mason, 1943
 # *Peyssonnelia crispata* Boudouresque & Denizot, 1975
 # *Peyssonnelia rosa-marina* Boudouresque & Denizot, 1973
 # *Phymatolithon calcareum* (Pallas) W.H. Adey & D.L. McKibbin ex Woelkerling & L.M. Irvine, 1986***
 # *Spongites fruticulosa* Kützting, 1841
Sporolithon ptychoides Heydrich, 1897
 # *Tricleocarpa cylindrica* (J. Ellis & Solander) Huisman & Borowitzka, 1990

Red algae

- Acrothamnion preissii* (Sonder) E.M. Wollaston, 1968*
Alsidium corallinum C. Agardh, 1827
Cryptonemia spp. *Felcinia marginata* (Roussel) Manghisi, Le Gall, Ribera, Gargiulo & M. Morabito, 2014
Gloiocladia microspora (Bornet ex Bornet ex Rodríguez y Femenías) N. Sánchez & C. Rodríguez-Prieto ex Berecibar, M.J. Wynne, Barbara & R. Santos, 2009
Gloiocladia repens (C. Agardh) Sánchez & Rodríguez-Prieto, 2007
Gracilaria spp.

Halymenia spp.

Kallymenia spp.

Leptofaucha coralligena Rodríguez-Prieto & De Clerck, 2009

Nitophyllum tristromaticum J.J. Rodríguez y Femenías ex Mazza, 1903

Osmundea pelagosae (Schiffner) K.W. Nam, 1994

Osmundaria volubilis (Linnaeus) R.E. Norris, 1991

Peyssonnelia spp. (non-calcareous)

Phyllophora crispa (Hudson) P.S. Dixon, 1964

Phyllophora heredia (Clemente) J. Agardh, 1842

Rhodophyllis divaricata (Stackhouse) Papenfuss, 1950

Rytiplhaea tinctoria (Clemente) C. Agardh, 1824

Sebdenia spp.

Vertebrata byssoides (Goodenough & Woodward) Kuntze, 1891

Vertebrata subulifera (C. Agardh) Kuntze, 1891

Womersleyella setacea (Hollenberg) R.E. Norris, 1992*

Green algae

Caulerpa cylindracea Sonder, 1845*

Caulerpa taxifolia (M. Vahl) C. Agardh, 1817*

Codium bursa (Olivi) C. Agardh, 1817

Flabellia petiolata (Turra) Nizamuddin, 1987

Microdictyon umbilicatum (Velley) Zanardini, 1862

Palmophyllum crassum (Naccari) Rabenhorst, 1868

Umbraulva dangeardii M.J. Wynne & G. Furnari, 2014

Brown algae

Arthrocladia villosa (Hudson) Duby, 1830

Acinetospora crinita (Carmichael) Sauvageau, 1899**

Carpomitra costata (Stackhouse) Batters, 1902

Cystoseira abies-marina (S.G. Gmelin) C.

Agardh, 1820

Cystoseira foeniculacea (Linnaeus) Greville, 1830

Cystoseira foeniculacea f. *latiramosa*

(Ercegovic?) A. Gómez Garreta, M.C. Barceló, M.A. Ribera & J.R. Lluch, 2001

Cystoseira montagnei var. *compressa* (Ercegovic)

M. Verlaque, A. Blanfuné, C.F. Boudouresque, T. Thibaut & L.N. Sellam, 2017

Cystoseira zosteroides (Turner) C. Agardh, 1821***

Dictyopteris lucida M.A. Ribera Siguán, A.

Gómez Garreta, Pérez Ruzafa, Barceló Martí & Rull Lluch, 2005

Dictyota spp.

Halopteris filicina (Grateloup) Kützting, 1843

Laminaria rodriguezii Bornet, 1888***

Lobophora variegata (J.V. Lamouroux)

Womersley ex E.C.Oliveira, 1977

Nereia filiformis (J. Agardh) Zanardini, 1846

Phyllariopsis brevipes (C. Agardh) E.C. Henry & G.R. South, 1987

Spermatochnus paradoxus (Roth) Kützing, 1843

Sporochnus pedunculatus (Hudson) C. Agardh, 1817

Stictyosiphon adriaticus Kützing, 1843

Stilophora tenella (Esper) P.C. Silva, 1996

Zanardinia typus (Nardo) P.C. Silva, 2000

Animals

Sponges

Aplysina spp.***

Axinella spp.***

Cliona viridis Schmidt, 1862

Dysidea spp.

Haliclona spp.

Hemimyscale columella Bowerbank, 1874

Oscarella spp.

Phorbas tenacior Topsent, 1925

Spongia (*Spongia*) *officinalis* Linnaeus, 1759***

Spongia (*Spongia*) *lamella* Schulze, 1879***

Cnidaria

Adamsia palliata (Müller, 1776)

Alcyonium palmatum Pallas, 1766

Aglaophenia spp.

Calliactis parasitica Couch, 1838

Cereus pedunculatus Pennant 1777

Cerianthus membranaceus (Gmelin, 1791)

Eunicella verrucosa Pallas, 1766

Funiculina quadrangularis Pallas, 1766

Leptogorgia sarmentosa Esper, 1789

Nemertesia antennina Linnaeus, 1758

Paramuricea macrospina Koch, 1882

Pennatula spp.

Veretillum cynomorium Pallas, 1766

Virgularia mirabilis Müller, 1776

Polychaetes

Aphrodita aculeata Linnaeus, 1758

Sabella pavonina Savigny, 1822

Sabella spallanzanii Gmelin, 1791

Bryozoans

Cellaria fistulosa Linnaeus, 1758

Hornera frondiculata (Lamarck, 1816)

Pentapora fascialis Pallas, 1766

Turbicellepora spp.

Tunicates

Aplidium spp.

Ascidia mentula Müller, 1776

Diazona violacea Savigny, 1816

Halocynthia papillosa Linnaeus, 1767

Microcosmus spp.

Phallusia mammillata Cuvier, 1815

Polycarpa spp.

Pseudodistoma crucigaster Gaill, 1972

Pyura dura Heller, 1877

Rhopalaea neapolitana Philippi, 1843

Synoicum blochmanni Heiden, 1894

Echinodermata

Astropecten irregularis Pennant, 1777

Chaetaster longipes (Bruzellius, 1805)

Echinaster (*Echinaster*) *sepositus* Retzius, 1783

Hacelia attenuata Gray, 1840

Holothuria (*Panningothuria*) *forskali* Delle

Chiaje, 1823

Leptometra phalangium Müller, 1841

Luidia ciliaris Philippi, 1837

Ophiocomina nigra Abildgaard in O.F. Müller, 1789

Parastichopus regalis Cuvier, 1817

Spatangus purpureus O.F. Müller 1776

Sphaerechinus granularis Lamarck, 1816

Stylocidaris affinis Philippi, 1845

Pisces

Mustelus spp.

Pagellus acarne (Risso, 1827)

Pagellus erythrinus (Linnaeus, 1758)

Raja undulata Lacepède, 1802

Scyliorhinus canicula (Linnaeus, 1758)

Squatina spp.

Trachinus radiatus Cuvier, 1829