



NATIONS
UNIES

EP

UNEP/MED WG.502/16 Rev.1



PNUE



PROGRAMME DES NATIONS UNIES
POUR L'ENVIRONNEMENT
PLAN D'ACTION POUR LA MÉDITERRANÉE

21 juin 2021
Originale : Anglais
Français

Quinzième Réunion des Points Focaux ASP/DB

Vidéoconférence, 23-25 juin 2021

Point 7 de l'ordre du jour : Etat de la mise en œuvre de la feuille de route de l'Approche Écosystémique (EcAp)

7.1. Mise en œuvre de la deuxième phase (2019-2021) du Programme de surveillance et d'évaluation intégrées (IMAP - Biodiversité et espèces non-indigènes) dans le cadre de la feuille de route de l'EcAp

Mise en œuvre de la deuxième phase (2019-2021) du Programme de surveillance et d'évaluation intégrées (IMAP - Biodiversité et espèces non-indigènes) dans le cadre de la feuille de route de l'EcAp

Note:

Les appellations employées dans ce document et la présentation des données qui y figurent n'impliquent de la part du Centre d'Activités Régionales pour les Aires Spécialement Protégées (CAR/ASP) et de l'ONU Environnement aucune prise de position quant au statut juridique des Etat, territoires, villes ou zones, ou de leurs autorités, ni quant au tracé de leurs frontières ou limites.

© 2021 Programme des Nations Unies pour l'Environnement / Plan d'Action pour la Méditerranée (PNUE/PAM)
Centre d'Activités Régionales pour les Aires Spécialement Protégées (SPA/RAC)
Boulevard du Leader Yasser Arafat
B.P. 337 - 1080 Tunis Cedex - Tunisia
E-mail: car-asp@spa-rac.org

Table des matières

1. Introduction	1
2. Aperçu des activités nationales de mise en œuvre de l'IMAP relatifs à la biodiversité et aux espèces non indigènes.....	2
3. Aperçu des activités régionales de mise en œuvre de l'IMAP relatifs à la biodiversité et aux espèces non indigènes.....	3
Annexes	6
Annexe A. Rev1 :	Mise à jour des protocoles de surveillance des habitats benthiques
Annexe B :	Échelles de surveillance et d'évaluation, critères d'évaluation, seuils et valeurs de référence pour les indicateurs communs 3, 4 et 5 de l'IMAP relatifs aux mammifères marins
Annexe C Rev.1 :	Échelles de surveillance et d'évaluation, critères d'évaluation, valeurs seuils et de référence pour les indicateurs communs 3, 4 et 5 de l'IMAP relatifs aux tortues marines
Annexe D :	Fiche descriptive d'orientation de l'indicateur communs 6 de l'IMAP relatif aux espèces non indigènes révisée
Annexe E :	Échelles de surveillance et d'évaluation, critères d'évaluation et valeurs seuils pour l'indicateur commun 6 de l'IMAP relatifs aux espèces non indigènes
Annexe F :	Progrès dans l'élaboration des valeurs de base pour l'indicateur commun IMAP 6 relatif aux espèces non indigènes

1. Introduction

1. La 19e réunion des Parties contractantes à la Convention de Barcelone (CdP 19) a approuvé le Programme de surveillance et d'évaluation intégrées de la mer et des côtes méditerranéennes et critères d'évaluation connexes (IMAP) qui définissent, dans sa décision IG.22/7, une liste spécifique de 27 indicateurs communs (IC) et cibles et principes du bon état écologique (BEE) d'un programme méditerranéen intégré de surveillance et d'évaluation.

2. Le PNUE/PAM a publié la première évaluation dans la publication "2017 Rapport sur la qualité de la Méditerranée (2017 MED QSR)". Cela comprenait des informations sur l'état de l'environnement marin et côtier par rapport au BEE et abordait la plupart des objectifs écologiques (OE) et leurs IC convenus de l'IMAP.

3. L'exercice a permis de reconnaître (dans IG.23 / 6, COP 20, Albanie 2017) plusieurs défis qui doivent encore être relevés sur la voie du QSR MED 2023 :

- (i) harmonisation et normalisation des méthodes de surveillance et d'évaluation IMAP ;
- (ii) amélioration de la disponibilité et garantie de longues séries chronologiques de données de qualité garantie pour suivre les tendances de l'état du milieu marin ;
- (iii) l'amélioration de la disponibilité des ensembles de données synchronisées pour l'évaluation de l'état du milieu marin, y compris l'utilisation de données stockées dans d'autres bases de données auxquelles certains pays méditerranéens contribuent régulièrement ; et
- (iv) l'amélioration de l'accessibilité des données en vue d'améliorer les connaissances sur le milieu marin méditerranéen et de garantir que le système Info-MAP est opérationnel et continuellement mis à jour. Ceci est important pour permettre les soumissions de données pour tous les IC de l'IMAP.

4. Pour opérationnaliser la mise en œuvre de la décision susmentionnée (IG.23/6), le PNUE/PAM a préparé une feuille de route pour le prochain rapport MED QSR en 2023 qui vise à fournir les principaux résultats suivants :

- Évaluation intégrée du BEE à travers l'analyse des interactions entre les secteurs, activités, pressions, ainsi que la définition du processus de cartographie pour les IC de l'IMAP ;
- Échelles d'évaluation de la surveillance et de rapport pour tous les ICs de l'IMAP regroupés par objectifs écologiques proposés (2021-2022), et selon les critères d'évaluation / seuils / valeurs de référence proposés / mis à jour pour les IC de l'IMAP (2020-2021) ;
- Mise en œuvre intégrale des IMAP nationaux dans toute la Méditerranée, appuyée par le renforcement des capacités des pays et l'assistance technique fournie sous la forme d'ateliers de formation dans les domaines des besoins de capacités communs et des lacunes en matière de connaissances (2019-2021) ; et
- Application des protocoles de surveillance, de l'assurance de la qualité des données et du contrôle de la qualité via la politique de données et d'information IMAP et le système d'information IMAP opérationnel pour la communication des données ;

5. Au cours de la phase initiale de la mise en œuvre de l'IMAP (2016-2019), les Parties contractantes ont déployé de sérieux efforts pour concevoir leurs programmes nationaux de surveillance respectifs de la biodiversité (OE1) et des espèces non indigènes (OE2) et y remédier dans la mesure du possible toutes les composantes de l'IMAP.

6. Le présent rapport décrit les activités menées par le Centre d'activités régional pour les aires spécialement protégées (SPA/RAC) pour assister les Parties contractantes à la Convention de Barcelone, au cours de la deuxième phase de l'IMAP, à aligner les activités de surveillance actuelles, développées dans le cadre du Protocole sur les aires spécialement protégées et la diversité biologique en Méditerranée (protocole SPA/DB) et le programme d'action stratégique pour la conservation de la diversité biologique dans la région méditerranéenne (PAS BIO) avec les nouvelles exigences de l'IMAP, comprenant, en particulier, les esquissés les résultats mis en évidence dans la décision MED QSR relative à la biodiversité (OE1) et aux espèces non indigènes (OE2).

7. Les annexes du présent document ont été examinés, comme il le convient, avec le groupe informel de travail en ligne et le COMON pour approbation.

2. Aperçu des activités nationales de mise en œuvre de l'IMAP relatifs à la biodiversité et aux espèces non indigènes

8. Le travail est cours par toutes les Parties contractantes à la Convention de Barcelone pour progresser dans la mise en œuvre nationale de l'IMAP, avec le soutien du SPA/RAC, et en s'appuyant sur les programmes de surveillance pertinents existants précédemment établis dans le cadre du Protocole ASP/DB, et sur les enseignements appris d'autres processus régionaux et / ou mondiaux.

9. Ces activités sont développées à travers le programme de travail (2020-2021) du SPA/RAC et avec le support des deux projets suivants :

- Projet "Vers le bon état écologique de la mer et des côtes méditerranéennes à travers un réseau d'aires marines protégées écologiquement représentatives et efficacement gérées et surveillées" (ci-après dénommé projet IMAP-MPA), est financé par l'Union européenne (UE) - la Direction générale des négociations pour le voisinage et l'élargissement (DG NEAR) et l'instrument financier Green MED III : Programme régional pour l'eau et l'environnement ENI Sud 2018-2022 ; et

- Projet "Soutien à la mise en œuvre efficace de la surveillance et de l'évaluation intégrées fondées sur l'approche écosystémique de la mer Méditerranée et des côtes et à la remise d'un rapport sur l'état de la Méditerranée 2023 fondé sur des données en synergie avec la DCSMM de l'UE (ci-après dénommé EcAp-MED III) », financé par l'Union européenne (UE) - Direction générale de l'environnement (DG ENV).

10. Ces projets visent à relever les défis liés à la deuxième phase de l'IMAP (2019-2021), avec un accent particulier sur l'aspect d'intégration de la mise en œuvre nationale de l'IMAP. En effet, les priorités sont axées sur : (i) le renforcement du niveau de capacité dans chaque pays pour faciliter la mise en œuvre du système et le rapport de données fiables pour les ICs de l'IMAP (ii) l'appui à la mise en œuvre d'un suivi-évaluation harmonisé des ICs de l'IMAP des trois composantes ; et (iii) la contribution à la préparation et à la livraison du MED QSR 2023, conformément aux étapes de la feuille de route convenues aux niveaux national, sous-régional et régional

11. Le SPA/RAC a suivi les évaluations existantes des capacités spécifiques des pays pour approfondir les leçons tirées de la mise en œuvre du projet EcAp-MED II financé par l'UE (2015-2018). Cela comprend une référence à tous les commentaires, recommandations et demandes des Parties contractantes concernant leurs besoins. Toutes ces informations ont été enregistrées systématiquement

lors des formations organisées dans le précédent programme de travail du SPA/RAC de 2017-2018 et lors des réunions pertinentes du PNUE/PAM sur l'approche écosystémique (EcAp) (e.g. CORMON, Groupe de coordination EcAp).

12. Les pays du Sud de la Méditerranée sont supportés à mettre en œuvre le programme de surveillance dans les sites sélectionnés (Aires marines protégées (AMPs) et les aires à haute pression). Ils sont encouragés à appliquer des méthodologies de surveillance communes et harmonisées. Les meilleures pratiques et les leçons apprises sont partagées entre les pays aux niveaux sous-régional et régional et les capacités des pays respectifs sont renforcées.

13. Plusieurs réunions de coordination bilatérales avec les points focaux nationaux et les parties prenantes, selon le cas, ont été organisées par visioconférence : Algérie (2 mars 2021), Libye (28 octobre 2020), Maroc (25 février 2021) et Tunisie (7 octobre 2020). Ces réunions ont été dédiées à l'appui à la mise en place du Comité National IMAP, à la synchronisation des activités des différents acteurs dans la mise en œuvre de l'IMAP et à l'identification de leurs besoins spécifiques.

14. En Égypte et au Liban, l'organisation des réunions nationales et la désignation officielle des membres institutionnels des comités nationaux IMAP sont toujours en cours et devraient être organisées au cours du dernier trimestre de 2021. Des correspondances de suivi et des réunions bilatérales sont fréquemment organisés pour soutenir autant que possible la mise en œuvre en temps opportun du processus IMAP.

15. Enfin, sur la base des demandes des pays, des formations visant à renforcer les capacités nationales concernant la mise en œuvre des protocoles de surveillance de la biodiversité / des espèces non indigènes seront élaborées au cours de l'été 2021, en étroite collaboration avec les autorités nationales concernées et les partenaires internationaux. Ces actions comprendront notamment des formations dédiées, des missions dans les pays, la " formation des formateurs ", l'échange de bonnes pratiques spécifiques (possible coopération Sud-Sud, mais aussi Nord-Sud), et une assistance dans l'application des protocoles de surveillance / développements politiques les IMAP nationales et les exigences spécifiques aux pays.

16. D'autres formations spécifiques sur la communication des données devraient être organisées durant l'été de 2022, d'une manière nouvelle et innovante, dans le but de renforcer les capacités nationales de communication des données dans les plates-formes du PNUE/PAM en vue du QSR MED 2023. Chaque Partie contractante utilisera ses propres données de qualité garantie obtenues lors de la mise en œuvre de l'IMAP national.

3. Aperçu des activités régionales de mise en œuvre de l'IMAP relatifs à la biodiversité et aux espèces non indigènes

17. Les groupes de travail informels en ligne pour les CORMONs, ainsi que les réunions du groupe de coordination EcAp, ont été créés par le PNUE/PAM spécifiquement pour coordonner et fournir des orientations pour la mise en œuvre de l'IMAP à tous les niveaux, y compris sur les questions transversales. Les résultats et les recommandations de ces réunions sont cruciaux pour le succès de la mise en œuvre de l'IMAP et la livraison du QSR MED 2023. Ces instances bénéficient d'un soutien fondamental pour atteindre les objectifs et priorités proposés pour l'EcAp / IMAP.

18. Conformément au calendrier de l'IMAP, le SPA/RAC a coorganisé les réunions intégrées du groupe de correspondance de l'approche écosystémique sur la mise en œuvre de l'IMAP (CORMON) (vidéoconférence, 1er-3 décembre 2020) et a organisé la réunion du groupe de correspondance sur la surveillance de l'approche écosystémique (CORMON), Biodiversité et Pêches (Vidéoconférence, 10-11 juin 2021) pour discuter des éléments de surveillance et d'évaluation des indicateurs communs liés à la biodiversité (OE1) et aux espèces non indigènes (OE2) (UNEP/MED WG502 / inf.12 et UNEP/MED WG.502 / inf.13).

19. À la suite des recommandations des réunions CORMON intégrées (décembre 2020), les groupes de travail thématiques informels en ligne (GTL) ont été créés pour fournir d'importants commentaires scientifiques et un soutien technique à la mise en œuvre de l'IMAP au niveau régional / sous-régional, en particulier sur les aspects liés à l'élaboration de méthodologies, d'évaluation, d'échelles, d'intégration, de protocoles et de lignes directrices conformément au programme de travail approuvé de 2020-2021.

20. Ces GTLs étaient opérationnels pour les OE / IC suivants : OE1 IC 3,4 et 5 concernant les tortues marines (29 mars 2021); mammifères marins (7 avril 2021); et les oiseaux marins (16 avril 2021) et OE2 IC6 lié aux espèces non indigènes (20 avril 2021). Le GTL sur les habitats (OE1 IC 1 et 2) est déjà établi et des réunions sont prévues au cours du troisième trimestre de 2021.

21. Les questions transversales, les modalités d'intégration entre les composantes de l'IMAP au niveau national sont en cours. Des experts / consultants régionaux sont déjà à bord pour travailler et élaborer les échelles de surveillance et d'évaluation, les critères d'évaluation et les valeurs seuils et de référence pour les mammifères marins et les tortues marines (IMAP OE1, IC 3-4-5) depuis septembre 2020. Au cours du premier trimestre de 2021, des experts supplémentaires ont été recrutés pour les oiseaux marins (IMAP EO1, IC 3-4-5), les habitats (IMAP OE1, ICs 1-2) et les espèces non indigènes (IMAP OE1, IC6).

22. La décision IG.23/6 sur le MED QSR 2017 (CdP 20, Tirana, Albanie, 17-20 décembre 2017) a recommandé, en tant qu'orientation générale vers un succès du MED QSR 2023, l'harmonisation et la normalisation des méthodes de surveillance et d'évaluation des indicateurs communs convenus.

23. Les protocoles de surveillance sur les habitats, les espèces et les espèces non indigènes ont déjà été approuvés par la 14e réunion des points focaux thématiques ASP/DB (Portoroz, Slovénie, 18-21 juin 2019) et la 7e réunion du Groupe de coordination de l'approche écosystémique. (Athènes, Grèce, 9 septembre 2019). Des modifications mineures d'ajustement des paramètres de surveillance sur les habitats benthiques, c'est-à-dire la végétation marine et les bioconstructions coralligènes et autres calcaires, ont été mis en évidence. Par conséquent, la réunion a demandé au Secrétariat de les porter à l'attention des CORMON respectifs en 2020 et 2021.

24. Le SPA/RAC a mis à jour les protocoles de surveillance des habitats benthiques, qui fournissent des méthodologies et des protocoles détaillés de surveillance des habitats benthiques, qui peuvent être utiles aux gestionnaires et aux décideurs nationaux (par exemple, représentants des autorités environnementales, chercheurs, "unités de gestion" des aires marines protégées (AMP) pour la mise en œuvre d'un programme de surveillance sur les IC 1 et IC 2, sur une base annuelle, dans au moins deux zones de surveillance, une dans une zone de basse pression (par exemple, aire marine protégée / zone spécialement protégée d'importance méditerranéenne (ASPIM)), ou dans des sites de haute importance pour la conservation (par exemple, les sites Natura 2000), et un dans une zone de haute pression due à l'activité humaine (voir l'annexe A).

25. Les premiers projets de résultats sur les échelles de surveillance et d'évaluation, les critères d'évaluation et les valeurs seuils et de référence pour les mammifères marins, les tortues marines et les espèces non indigènes ont été préparés et ont été examinés et discutés par les GTL et le CORMON (voir Annexes B, C et E).

26. La fiche d'information sur les espèces non indigènes (IMAP EO2, IC6) a été révisée en tenant compte de " l'Étude sur les tendances et les perspectives de la pollution marine due aux navires et activités et du trafic maritime et des activités offshores en Méditerranée ". Le processus de révision a également été basé sur les conclusions du MED QSR 2017, et d'autres documents des processus en cours (en particulier sur l'approche multi-échelle pour la surveillance et l'évaluation et la définition des événements de " pollution aiguë significative " dans l'accord de Bonn) fournie par le Centre régional Méditerranéen pour l'intervention d'urgence contre la pollution marine accidentelle (REMPEC). La fiche d'information révisée de l'IC6 a été examinée par le GTL et le CORMON (voir l'annexe D).

27. L'élaboration d'un référentiel pour les espèces non indigènes aux niveaux national, sous-régional et régional est en cours compte tenu des résultats de travaux similaires réalisés dans le cadre de la directive-cadre stratégie pour le milieu marin (DCSMM). Les inventaires nationaux des espèces non indigènes ont déjà été reçus des Parties contractantes et sont en cours d'examen et de validation, en étroite collaboration avec les experts nationaux désignés par les Parties contractantes (voir Annexe F).

28. En mai 2017, la Commission européenne a approuvé la décision sur le BEE des eaux marines, qui contient un certain nombre de critères et de normes méthodologiques pour déterminer le BEE, en relation avec les 11 descripteurs de BEE figurant à l'annexe I de la DCSMM - Décision de la Commission (UE) 2017/848. Cette décision contient également des spécifications et des méthodes normalisées de surveillance et d'évaluation des eaux marines. Le SPA/RAC a développé une analyse comparative de la méthodologie appliquée pour le développement du MED QSR 2017 et des éléments correspondants de la décision révisée du BEE 2017/848/UE afin d'identifier des étapes concrètes pour renforcer les synergies entre IMAP et DCSMM (UNEP/MED WG. 502/inf.10).

29. La Réunion régionale sur la mise en œuvre de l'IMAP : Meilleures pratiques, lacunes et défis communs (Réunion sur les meilleures pratiques de l'IMAP, Rome, Italie, 10-12 juillet 2018) a demandé au Secrétariat de mener une discussion plus approfondie sur les meilleurs liens entre les activités / pressions / les impacts et la clarification de la définition des impacts en notant qu'une telle définition devrait principalement se concentrer sur la biodiversité.

30. Le SPA/RAC a examiné les outils appropriés pour montrer l'état environnemental des OE de la biodiversité à travers la mer Méditerranée et les côtes, et les pressions / impacts / interactions entre les états et en a discuté pendant les CORMON (UNEP/MED WG502/inf.11).

Les annexes du présent document ont été examinés, comme il le convient, avec le groupe informel de travail en ligne et soumis à la réunion du COMON (10-11 juin 2021) pour examen, discussion et accord sur leur soumission à la présente réunion et, le cas échéant, à la Réunion du groupe de coordination EcAp et des points focaux du PAM.

Une version révisée de ces annexes tenant compte des commentaires soulevés lors de la réunion CORMON sera disponible avant la présente réunion.

Annexes

Annexe A Rev.1 :	Mise à jour des protocoles de surveillance des habitats benthiques
Annexe B :	Échelles de surveillance et d'évaluation, critères d'évaluation, seuils et valeurs de référence pour les indicateurs communs 3, 4 et 5 de l'IMAP relatifs aux mammifères marins
Annexe C Rev.1 :	Échelles de surveillance et d'évaluation, critères d'évaluation, valeurs seuils et de référence pour les indicateurs communs 3, 4 et 5 de l'IMAP relatifs aux tortues marines
Annexe D :	Fiche descriptive d'orientation de l'indicateur communs 6 de l'IMAP relatif aux espèces non indigènes révisée
Annexe E :	Échelles de surveillance et d'évaluation, critères d'évaluation et valeurs seuils pour l'indicateur commun 6 de l'IMAP relatifs aux espèces non indigènes
Annexe F :	Progrès dans l'élaboration des valeurs de base pour l'indicateur commun IMAP 6 relatif aux espèces non indigènes



**NATIONS
UNIES**

EP

UNEP/MED WG.502/16 Rev.1.Appendix A Rev.1



PNUE



**PROGRAMME DES NATIONS UNIES
POUR L'ENVIRONNEMENT
PLAN D'ACTION POUR LA MÉDITERRANÉE**

21 juin 2021
Originale : Anglais
Français

Quinzième Réunion des Points Focaux ASP/DB

Vidéoconférence, 23-25 juin 2021

Point 7 de l'ordre du jour : Etat de la mise en œuvre de la feuille de route de l'Approche Ecosystémique (EcAp)

7.1. Mise en œuvre de la deuxième phase (2019-2021) du Programme de surveillance et d'évaluation intégrées (IMAP - Biodiversité et espèces non-indigènes) dans le cadre de la feuille de route de l'EcAp

Mise en œuvre de la deuxième phase (2019-2021) du Programme de surveillance et d'évaluation intégrées (IMAP - Biodiversité et espèces non-indigènes) dans le cadre de la feuille de route de l'EcAp

Appendix A Rev.1 : 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 ~~majeure~~ 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 très claires ou des eaux~~ 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 ~~et accéléré~~ 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'~~i~~ntérêt ~~C~~ommunautaire (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, ~~de leurs habitudes sédentaires~~ 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 des dites 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 des travaux récents réalisés~~ 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), achevée en 2008. 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.

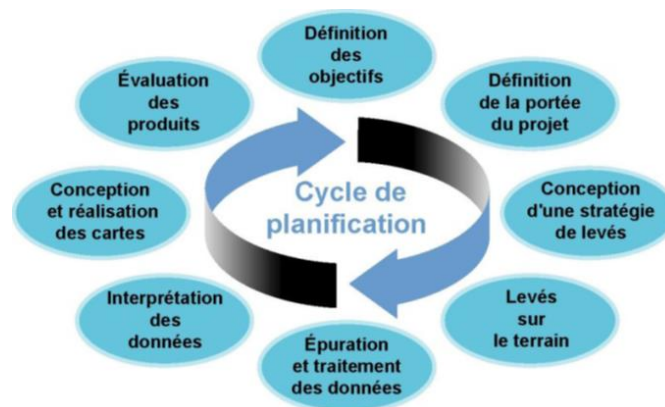


Figure 1 : Cycle de planification d'un programme de cartographie des habitats (d'après Projet MESH, 2008)

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).

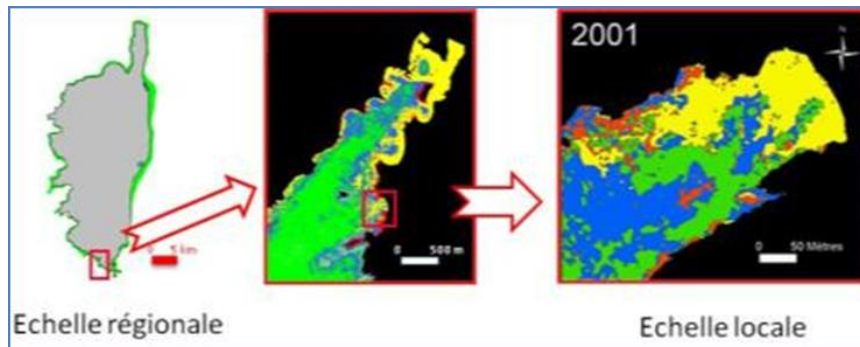


Figure 2 : Résolution d'une carte d'une étude régionale au local (de UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015).

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~~ ~~la~~ valeur finale ~~étant~~ ~~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 ~~donnée~~ ~~définie~~. Ces échelles à haute résolution sont également utilisées pour sélectionner des sites ~~manifestes~~ où les actions de surveillance doivent être concentrées. Comme le souligne les ~~projets~~

de l'UE MESH (2008), 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.

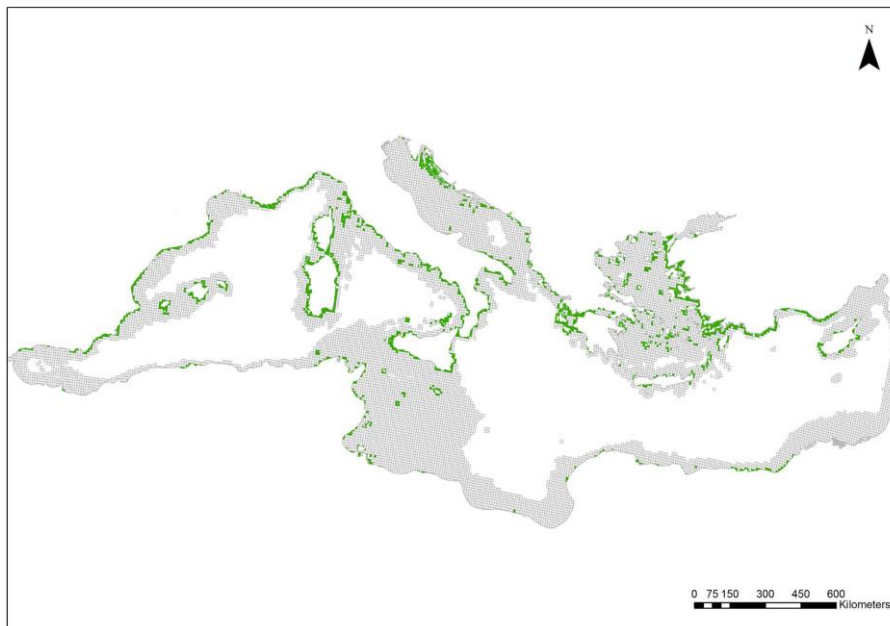


Figure 3 : Répartition des herbiers de *Posidonia oceanica* en mer méditerranée (zones vertes) (d'après Giakoumi et al., 2013).

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 ~~souligné-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~~ ~~interprétation~~ 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 des images/ sonogrammes~~ 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 ~~un moyen économique d'acquérir facilement des informations sur la répartition à grande échelle et à haute résolution 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 ~~étendue-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).

19-20. ~~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).~~

20-21. Une fois le levé terminé, les données collectées doivent être organisées ~~pour de manière à ce qu'elles puissent~~ 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 (~~projet~~-MESH, 2008).

21-22. 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 ~~dans la sur une~~ plate-forme ~~digitale~~ des systèmes d'information géographique (SIG). En conclusion, quelques méthodes de modélisation ont été développées récemment pour ~~obtenir une estimation estimer~~ de la répartition potentielle des herbiers marins en méditerranée. La probabilité de présence d'~~une e~~-l'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 morpho-dynamiques, 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 4 100 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 • <u>Ne convient pas aux dynamiques côtières moyennes à petites</u> 	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<u>permettant de distinguer</u> 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"> • <u>Très haute résolution</u> • <u>Interprétation</u> manuelle possible, directe et aisée. • <u>Importante</u> bibliothèque d'images qui permet l'accès à des séries chronologiques. • <u>Bonne</u> identification des limites entre peuplements • <u>Etudes écologiques à petite échelle</u> 	<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). • <u>Autorisations</u> pour les prises de vues difficiles à obtenir dans certains pays • <u>Acquisition de données coûteuse</u> 	Frederiksen et al. (2004); Kenny et al. (2003); Diaz et al. (2004)

<u>Des images par drone (UAV)</u>	<u>De 0 à 10-15 m</u>	<u>Petites surfaces (10 km²)</u>	<u>A partir de 0.1 m</u>	<u>Moins de 1km²/heure</u>	<ul style="list-style-type: none"> • <u>Très haute résolution</u> • <u>Interprétation manuelle possible, directe et aisée.</u> • <u>Disponibilité d'approches automatisées pour la classification des données</u> • <u>Bonne identification des frontières entre les populations</u> • <u>À bas prix</u> 	<ul style="list-style-type: none"> • <u>Limité à la caractérisation des eaux peu profondes</u> • <u>Exige des autorisations pour survoler des zones spécifiques</u> • <u>Effets de distorsion de réfraction optique créés par la surface de l'eau</u> 	<u>Ventura et al. (2017, 2018); Rende et al. (2020)</u>
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 les 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 postériori. 	<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, selon les règles locales en matière de plongée scientifique)	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 positionner la base si une surveillance temporelle est envisagée • Possibilité de perturbation du signal acoustique par des variations importantes de température ou de salinité. • Appareillage nécessitant une formation spécifique 	Descamp et al. (2005)
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

22-23. 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.

23-24. 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 d'images, par exemple ~~les systèmes OBIA-~~ (Aanalyse d'image par objet), algorithme de classification.

Tableau 2 : Types de satellites et précisions des capteurs utilisés pour la cartographie des herbiers marines. ~~n.a.=absence de donnée~~

Satellite	Précision	Référence
LandSat 8	30 m	Dattola et al. (2018)
Sentinel 2A - 2B	10 m	Traganos and Reinartz (2018)
<u>PLANET</u>	<u>3 m</u>	<u>Traganos et al. (2017)</u>
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)

24-25. 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.

25-26. 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. ~~En particulier, l~~ 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 ~~2A et 2B~~ du programme Copernicus. Les satellites Sentinel ~~2A et 2B~~ 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 et Reinartz, 2018). L'utilisation d'images Sentinel ~~2A et 2B~~, 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 2A et 2B sont également utiles pour l'analyse des facteurs de pression et d'impact.

26-27. 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 Deaedalus ; 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). ~~Les images acquises par les véhicules aériens sans pilote (UAV), généralement appelées « drones », 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).~~

27-29. 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 véhicules aériens sans pilote (UAV), généralement appelées « drones », 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

28-30. 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.

29-31. 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

¹ CASI: Compact Airborne Spectrographic Imager

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).

30-32. L'e-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 bathymétrique. La réponse acoustique du sondeur est différente selon que l'onde sonore est réfléchiée par une zone couverte ou non de végétation.

31-33. L'e-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 formés un faisceau 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

32-34. 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 d'imagerie 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 verticale (traîneau) ou à l'intérieur du véhicule télécommandé (ROV). La caméra sur une plate-forme de structure verticale 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.

33.— 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.

34-35. 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).

35-36. 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).

36-37. Marquer les limites d'un herbier permet également d'obtenir une carte de répartition. La télémétrie laser est une technique utile 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).

37-38. 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 les données la position géographiques 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

38-39. Les projets de l'UE récents sur la cartographie des habitats (MESH, 2007; Vasquez et al., 2021a, b) MESH (2008) a ont identifié quatre étapes importantes-essentiels pour la production d'une carte de l'habitat :

- 1- Traitement, analyse et classification des données biologiques, par le biais d'un processus d'interprétation d'images acoustiques et optiques, 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 des herbiers et interpoler les informations
- 4- La carte produite doit ensuite être évaluée pour sa précision, c'est-à-dire sa capacité à représenter la réalité, et done 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.

39.41. Au cours de l'étape d'analyse et de classification, il convient de consulter la 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) (UNEP/MAP-CAR/ASP, 2019) afin de reconnaître tout type d'habitat spécifique (espèces d'herbiers marins). Comme les herbiers marins sont souvent de petite taille, 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. Une La première description originale complète de types d'ees 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 et les critères pour leur identification sont également disponibles dans Bellan Santini et al. (2002). Les habitats dominés par les espèces d'herbiers listés dans le system actualisé de classification de la Convention de Barcelone devant figurer sur les cartes sont les suivants (SPA/RAC-UN Environment/MAP, 2019a, bUNEP/MAP SPA/RAC, 2019) :

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

⁺La liste mise à jour des types d'habitats marins benthiques pour la région méditerranéenne est en cours de préparation. Il a été approuvé par la réunion d'experts chargée pour la finalisation de la classification des types d'habitats marins benthiques pour la région méditerranéenne et la liste de référence des types d'habitats marins et côtiers en Méditerranée (Rome, Italie, 22-23 janvier 2019). Le projet de liste mise à jour sera examiné par la 14e réunion des points focaux du ASP/DB (Portoroz, Slovénie, 18-21 juin 2019) et soumis à la réunion des points focaux du PAM et à la 21e réunion ordinaire des Parties contractantes, pour adoption.

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 ~~ons~~ et estuaires)

MA6.521a Association avec les halophytes (~~Salicornia spp.~~) ou angiospermes marines (~~p.~~
~~ex. Ruppia maritima, Zostera noltei~~)

INFRALITTORALE

MB1.5 Roche infralittorale

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

MB5.541 Association avec les angiospermes marines ou autres halophytes

MB6.5 Vases infralittorales

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

MB6.511 Association avec les angiospermes marines ou autres halophytes

40.42. 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).

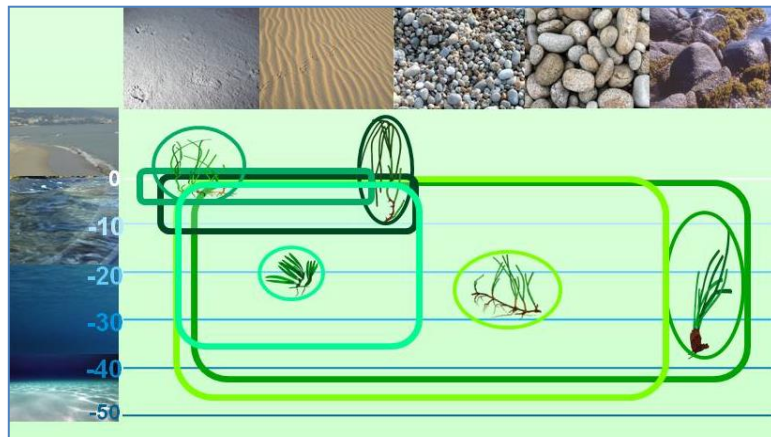


Figure 5 : Distribution des espèces des herbiers marins en fonction de la nature du substrat et de la profondeur en Méditerranée (à partir de UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015a).

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 (projet MESH, 20078 ; 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.

43. —

41. —

42. 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 d'extension (haute et basse limites) de l'herbier, et la présence 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).

43.44. 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).

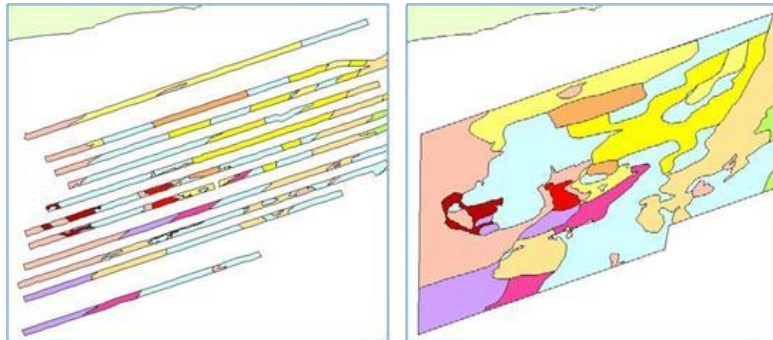


Figure 6 : Exemple de levé à couverture partielle (à gauche) et de carte produite par interpolation (à droite). Le territoire faisant l'objet du levé a une largeur d'environ 20 km (de UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015).

44.45. 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 \(par exemple, code MB2.54: Prairie de *Posidonia oceanica*; code MB5.531: Association avec des angiospermes marins indigènes sur sable fin dans des eaux abritées\).](https://www.rac-spa.org/sites/default/files/doc_fsd/habitats_list_en.pdf) Lorsque les détails cartographiques sont suffisants, il est également possible ~~d'indiquer 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.

45.46. 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 d'anse l'extension de l'herbier, par la création de cartes de concordance et de discordance (Barsanti et al., 2007).

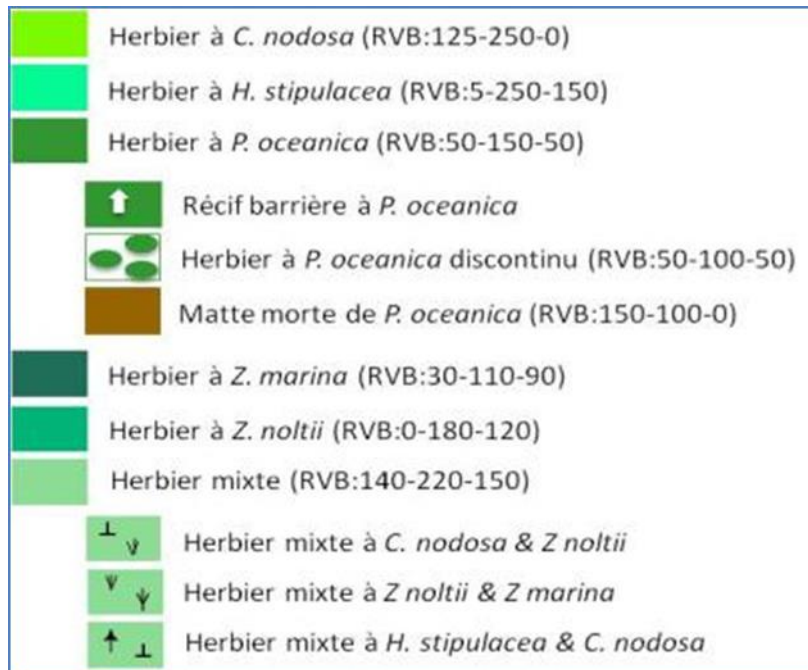


Figure 7 : Exemples de Ssymboles et couleurs utilisés pour la représentation graphique des principales formations à herbiers marins. RVB : valeurs en rouge, vert et bleu pour chaque type d'herbier (de UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015a).

46.47. 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.

47.48. Denis et al. (2003) proposent un indice de fiabilité pour des 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 ~~ou~~ 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

49-50. 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 MSFD (DCSMM, 2008/56/CE) et ~~l'EcAp, l'IC2 de l'fixée par le programme~~ IMAP et liée à l'~~a~~-OE1 « biodiversité » (OE1). L'IC2 vise à fournir des informations sur l'état (c'est-à-dire l'état écologique) des herbiers marins.

50-51. La surveillance de l'état écologique des herbiers marins est aujourd'hui obligatoire et est même une obligation pour de nombreux pays méditerranéens ~~en raison du fait~~ 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).

51-52. 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).

52-53. 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.

53-54. 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.

54-55. 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.

55-56. 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.

~~56-57. Les objectifs de la~~ surveillance des herbiers marins est lié avec ~~peuvent couvrir~~ les objectifs de la conservation ~~des herbiers marins~~ 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 ~~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 (MAP). ~~L'e 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.
- 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 ~~à surveiller~~ 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..

~~57-58.~~ Le ou les objectifs d'un system de surveillance choisis 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.

~~58-59.~~ 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 <u>supérieurs et inférieurs</u> 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 <u>chaque</u> 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 <u>physiques</u> de l'herbier à même de renseigner sur la qualité du milieu (e.g : turbidité <u>de l'eau</u> ; <u>profondeur de la limite inférieure</u> ; enrichissement en nutriments : teneur en Azote des feuilles <u>et des rhizomes</u> ; contamination chimique : teneur en métaux-traces de la plante) • <u>Descripteurs de l'état de santé de l'herbier</u> (Ex. <u>couverture, densité des pousses, profondeur limite inférieure</u>) 	<ul style="list-style-type: none"> • Moyen-terme (5 à 8 ans) • L'acquisition des données est variable en fonction de l'espèce considérée (<u>chaque de</u> 1 à 3 ans)
L'évaluation de l'impact environnemental (EIA)	Suivi à faire au moins au niveau du site soumis à aménagement <u>La sélection de 2 sites de référence / témoins peut également être utile pour la comparaison.</u>	<ul style="list-style-type: none"> • Paramètres spécifiques à définir en fonction des <u>conséquences effets</u> probables <u>de l'aménagement des activités humaines sur l'herbier</u> 	<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

59-60. 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.

~~60-61.~~ Les De nombreux descripteurs disponibles pour la surveillance de l'habitat des herbiers marins (voir le tableau 4) fonctionnent à ~~chaque~~ des différents niveaux de complexité écologique ~~des herbiers marins~~ (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'individu—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). ~~la cellule physiologique ou cellulaire et la communauté associée (surtout les feuilles épiphytes).~~ Certains indices écologiques (voir section suivante) ~~ont été élaborés pour fonctionner~~ sur les plus hauts niveaux écologiques ont été développé récemment. ~~à savoir a~~ Au niveau du paysage marin, il y a par exemple—(l'indice de conservation CI, (Moreno et al., 2001) ; indice de substitution SI et l'indice de PSI, 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).

~~61-62.~~ 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 individuel des espèces (la plante), physiologique/biochimique ou cellulaire, et la plupart des analyses ~~associées~~ 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 ~~et mesurées~~ varie entre un minimum de ~~10-9~~ et un maximum de 18-210 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 : une surface normalisée est fixée à 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*). avec un minimum de 5-3 comptages répétés par station. 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'herbiers 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.

62-66. 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, des échantillons de les pousses ne peuvent être prélevés collectés 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 et à la fin du printemps ou au début de la saison estivale (Gobert et al., 2009).

63-67. Parmi tous les descripteurs énumérés dans le tableau 4, la densité des pousses peut être considérée comme le descripteur non destructif et normalisé le plus adopté dans les programmes de surveillance de *P. oceanica* (Pergent Martini et al., 2005) (Fig. 8), car elle fournit : des informations importantes sur la vitalité et la dynamique de l'herbier et se révèle efficace pour mettre en évidence les modifications de l'environnement (Montefalcone, 2009). 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 existantes 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. Cette échelle fournit un outil de classification de l'état écologique de l'herbier qui peut être utilisé dans le cadre du programme IMAP conformément à l'Approche Ecosystémique (EcAp). L'évaluation de la profondeur et de la typologie des limites supérieure et inférieure de l'herbier et le suivi dans le temps de leurs positions avec des marques permanentes (balises) sont des procédures couramment adoptées pour évaluer l'évolution de l'herbier en termes de stabilité, d'amélioration ou de régression liées à la transparence de l'eau, aux régimes hydrodynamiques, à l'équilibre sédimentaire et aux activités humaines le long du littoral (Fig. 8). 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 prairies 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)

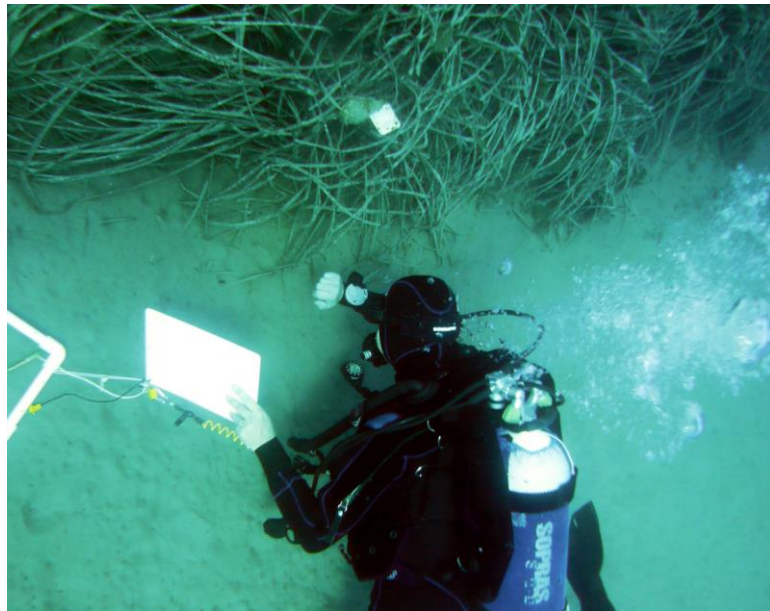


Figure 8 : Mesure in situ de la densité des pousses de *Posidonia oceanica* en utilisant le quadrat eadre carré standard de 40 cm × 40 cm (image supérieure, © Monica Montefalcone) et la surveillance dans le temps de la position de la limite inférieure de l’herbier avec repères permanents (image inférieure, © 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 l'individu végétal, physiologique ou cellulaire, la communauté).

Descripteur	Méthode	Réponse attendue / facteurs	Caract. destructif	Espèce ciblée	Avantages	Limites	Références
<i>La population (herbier) Au niveau du paysage marin</i>							
Extension de l'herbier (i.e. surface)	Cartographie (Cf. Partie 'a' du présent document) et/ou identification <u>définition de la position</u> des limites <u>de l'herbier</u>	<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 <u>supérieure</u> d'extension 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"> • <u>Décalage de la limite supérieure aux plus grandes profondeurs</u> • <u>Développement côtier et destruction directe</u> Augmentation Aménagements littoraux 	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 <u>nécessitant</u> une surveillance trimestrielle ou des observations pratiquées à la même saison pour tous les sites suivis. • Risque de disparition des repères fixes (<u>des balises</u>) 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 <u>inférieure</u> d'extension 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 <u>de l'eau</u> 	Non	Toutes	<ul style="list-style-type: none"> • Paramètre facile à mesurer (aussi par la plongée <u>sous-marine en scaphandre autonome</u>) • Echelle <u>absolue</u> d'interprétation de classification disponible pour Po 	<ul style="list-style-type: none"> • Pour Cn, Hs et Zn, forte variabilité saisonnière <u>nécessitant</u> une surveillance trimestrielle ou des observations pratiquées à la même saison pour tous les sites • Au-delà de 30 m de profondeur, <u>acquisition difficile et les enquêtes sous-marine sont onéreuses</u> (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
<u>Type Morphologie</u> de la limite inférieure de l'herbier	Observations <u>visuelles</u> in situ	<ul style="list-style-type: none"> • Changement <u>de la morphologie</u> • Turbidité <u>de l'eau</u> • Atteintes mécaniques (e.g. <u>arts trainants</u> <u>chalutage</u>) 	Non	Po	<ul style="list-style-type: none"> • Paramètre bien étudié • Plusieurs <u>types morphologies</u> décrites • Echelles <u>absolues de classification</u> d'interprétation pour Po 	<ul style="list-style-type: none"> • Bonne connaissance des herbiers à Po nécessaire pour l'identification de certaines <u>morphologies types</u> de limites. • <u>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)</u> <u>Acquisition difficile et onéreuse lorsque la profondeur est élevée (> 30 m)</u> 	Boudouresque and Meinesz (1982); Pergent et al. (1995); Montefalcone (2009); Annex 1
Présence de canaux inter-	Cartographie très détaillée <u>et à haute résolution</u> de la zone (Cf. partie « a » de ce	<ul style="list-style-type: none"> • <u>Augmentation de l'étendue</u> 	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 matie morte sont des composants naturels intrinsèques à certains <u>typologies</u> d'herbiers 	Boudouresque et al. (2006)

Descripteur	Méthode	Réponse attendue / facteurs	Caract.	Espèce ciblée	Avantages	Limites	Références
mat et de zones de matte morte	document, cadres carrés permanents) et / ou observations in situ	<ul style="list-style-type: none"> • Dégâts (par exemple, ancrage, engins de pêche) 				(par exemple, les herbiers rayés) et ne reflètent pas systématiquement l'influence humaine.	
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 interprétative 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	<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 	<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 	Buia et al. (2004); Pergent-Martini et al. (2005); Boudouresque et al. (2006); Romero et al. (2007); Montefalcone (2009)

	photographies ou de vidéo sous-marines, surface d'observation variable (0.16 à 625 m ²), matérialisée par un quadrat ou une plaque translucide.				bathymétrie de répartition des herbiers. • Peut être estimé sur de vastes surfaces à partir de photographies aériennes ou de sonogrammes (sonar à balayage latéral).	<ul style="list-style-type: none"> • La stratégie et le plan d'échantillonnage doivent inclure la variabilité spatiale appropriée • Grande subjectivité des estimations in situ 	
Pourcentage de rhizomes plagiotropes (en %)	Dénombrement des rhizomes plagiotropes sur une surface donnée (e.g. 420 cm* 420 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 <u>absolue d'interprétation de classification</u> disponible pour Po 	<ul style="list-style-type: none"> • Principalement utilisé à faible profondeur (0-20 m) 	Boudouresque et al. (2006); Annex 1
<i>Au niveau de l'espèce Individual (La plante)</i>							
Surface foliaire (cm ² .faiscea), et autres caractères phénologiques	Dénombrement et mesure de la longueur et de la largeur des différents types de feuilles des faisceaux (40 <u>9 à 18</u> - 20 faisceaux <u>selon le plan d'échantillonnage</u>)	<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 <u>absolue d'interprétation de classification</u> 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 <u>1</u>
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 	Boudouresque and Meinesz (1982)
Production foliaire (en mg poids sec. fais.-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 acquérir <u>analyser</u> • 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. fais.-1, .an ⁻¹) <u>ou élongation (en mm an⁻¹)</u>	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 d'interprétation <u>absolue de classification</u> disponible pour Po 	<ul style="list-style-type: none"> • Interprétation parfois difficile dans la mesure où 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 (<u>in mm</u>)	Mesure du niveau de déchaussement (ou d'enfouissement) des rhizomes mesurés in situ (valeur en mm) ou pourcentage de faisceaux enfouis ou déchaussés sur une surface donnée	<ul style="list-style-type: none"> • Augmentation de l'enfouissement • Accumulation sédimentaire suite à des aménagements littoraux, le rejet d'effluents urbains ou la présence de fermes marines, les rejets de dragage) • Augmentation du déchaussement ≠ <ul style="list-style-type: none"> • <u>D pour un déficit</u> sédimentaire suite à des aménagements littoraux 	Non	Toutes	<ul style="list-style-type: none"> • Faciles à mesurer in situ • Non destructif et peu coûteux. • Paramètre indépendant de la saison 		Boudouresque et al. (2006)
<u>Au niveau P</u> physiologique/ <u>biochimique</u> ou cellulaire							
Teneur en Azote et Phosphore <u>dans le tissu de la plante</u> (en % poids sec)	Dosage par spectromètre de masse et torche à plasma dans différents tissus de la plante (<u>les feuilles et les rhizomes</u>) après minéralisation acide (e.g. rhizomes de Po) ; Romero <u>Romero et al., 2007)</u>	<ul style="list-style-type: none"> • Augmentation • Enrichissement en nutriments 	Oui	Toutes	<ul style="list-style-type: none"> • <u>Temps de réponse aux modifications environnementales court</u> • <u>Echelle absolue de classification pour Po</u> 	<ul style="list-style-type: none"> • Paramètre très coûteux • Nécessité d'un appareillage analytique et des compétences spécifiques • Echantillonnage destructif • 	Romero et al. (2007); Annex 1
Teneur en carbohydrates (en % poids sec) <u>dans les tissus de la plante et les sédiments</u>	Dosage par spectrophotométrie après extraction alcoolique dans différents tissus de la plante (e.g. rhizomes de Po)	<ul style="list-style-type: none"> • Diminution • Impact anthropique 	Oui	Toutes	<ul style="list-style-type: none"> • <u>Temps de réponse aux modifications environnementales court</u> • <u>Echelle absolue de classification pour Po</u> 	<ul style="list-style-type: none"> • Paramètre coûteux, • 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. destruct	Espèce ciblée	Avantages	Limites	Références
Teneur en <u>traces de métaux-traces</u> (en µg.g-1)	Dosage par spectrométrie dans différents tissus de la plante (<u>les feuilles et les rhizomes</u>) après minéralisation acide	<ul style="list-style-type: none"> • Augmentation • Enrichissement en contaminants métalliques 	Oui	Toutes	<ul style="list-style-type: none"> • Temps de réponse aux modifications environnementales court • Echelle de classification du Po 	<ul style="list-style-type: none"> • 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 (□ ³⁴ S en ‰)	Dosage par spectromètre de masse dans différents tissus de la plante (e.g. rhizomes de Po ; Romero et al., 2007)	<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"> • <u>Paramètre très couteux, nécessitant un appareillage analytique et des compétences spécifiques</u> • <u>Echantillonnage destructif</u> 	Romero et al. (2007)
<i>Communauté</i>							
Epiphytes des feuilles (en mg poids sec. faisc ⁻¹ ou % poids sec.	<u>Mesure de la biomasse (µg · pousses-1) après grattage, séchage et pesée; estimer la couverture des épiphytes sur les feuilles sous une</u>	<ul style="list-style-type: none"> • Augmentation • <u>Enrichissement</u> en nutriments, apports fluviaux 	Oui	Toutes	<ul style="list-style-type: none"> • Paramètre très facile à mesurer • Peu couteux (biomasse et recouvrement). 	<ul style="list-style-type: none"> • Prends du temps • Paramètre présentant de fortes variations saisonnières et spatiales. 	Morri (1991); Pergent-Martini et al. (2005); Romero et al.

<p>faisc⁻¹) <u>et</u> <u>couverture des</u> <u>épiphytes sur</u> <u>les feuilles</u> -</p>	<p><u>jumelle; estimation</u> <u>indirecte de la biomasse à</u> <u>partir de la couverture des</u> <u>épiphytes</u> Plusieurs mesures peuvent être réalisées : évaluation de la biomasse (en µg faisceau⁻¹, après grattage, séchage et pesée), de la teneur en Azote (en % poids sec ; mesure par analyseur élémentaire CHN ; Romero et al., 2007)</p>	<ul style="list-style-type: none"> • <u>la fréquentation</u> <u>touristique</u> <u>élevée</u> (Fernandez-Torquemada et al., 2008) 			<ul style="list-style-type: none"> • Echelle <u>absolue de</u> <u>classification</u> interpréta tion disponible <u>pour Po</u> • <u>Indicateur d'alerte</u> <u>précoce</u> 	<ul style="list-style-type: none"> • Paramètre nécessitant un équipement analytique spécifique (teneur en azote) • Echantillonnage destructif 	<p>(2007); Fernandez-Torquemada et al. (2008); Giovannetti et al. (2008, 2015)</p>
---	---	--	--	--	--	---	--

64-68. 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).

65-69. 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 anciens 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.

66-70. *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](http://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 environnements de 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 réseau-réseaux de surveillance de Posidonia (Pergent et al., 2007) et du programme MedPosidonia (Pergent et al. 2009). —paramètre non pris en compte.

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

67.

68-72. 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-dation" 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 C¹⁴ 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: L'estimation de la production de carbone obtenue par activité photosynthétique à partir de l'herbier de *P. oceanica* (production en surface et souterraine) à l'échelle du bassin méditerranéen nécessite les paramètres suivants (essentiels pour le calcul du carbone bleu) issus des analyses lépidochronologiques :

- Indice de biomasse foliaire (la biomasse sur pied des feuilles) (poids sec · m²) : 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 (m² · 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.

69.— 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. Les approches méthodologiques pour l'estimation de « Carbone bleu » considère à la fois l'utilisation d'images satellitaires, de sondages acoustiques (profileur multifaisceau, à faisceau unique et inférieur), d'acquisitions optiques et de mesures in situ et en laboratoire.

~~1.— Tableau 5 : Nature des paramètres mesurés dans le cadre du SeagrassNet, le réseau de surveillance de Posidonia (Pergent et al., 2007) et du programme MedPosidonia (Pergent et al. 2009). — paramètre non pris en compte.~~

1.— Paramètres	1.— SeagrassNet	1.— RSP	1.— MedPosidonia
1.— Lumière	1.— X	1.—	1.—
1.— Température	1.— X	1.—	1.— X
1.— Salinité	1.— X	1.—	1.—
1.— Limite inférieure	1.— Profondeur	1.— Profondeur, type et cartographie	1.— Profondeur, type, cartographie
1.— Limite supérieure	1.— Profondeur	1.— Profondeur, type et cartographie	1.— Cartographie
1.— Densité	1.— 12 mesures le long du transect	1.— Mesure au niveau de chacune des 11 balises	1.— Mesure au niveau de chacune des 11 balises
1.— % rhizomes plagiotropes	1.—	1.— Mesure au niveau de chacune des 11 balises	1.— Mesure au niveau de chacune des 11 balises
1.— Déchaussement	1.—	1.— Mesure au niveau de chacune des 11 balises	1.— Mesure au niveau de chacune des 11 balises
1.— Recouvrement	1.— 12 mesures le long du transect	1.— Le long du balisage (50m) à l'aide d'une vidéo	1.— Mesure au niveau de chacune des 11 balises
1.— Analyse phénologique	1.— 12 mesures le long du transect	1.— Sur 20 faisceaux	1.— Sur 20 faisceaux

1. Analyse lépidochronologique	1.	1. Sur 10 faisceaux	1. Sur 10 faisceaux
1. Etat des apex	1.	1. Sur 20 faisceaux	1. Sur 20 faisceaux
1. Biomasse (g. poids sec)	1. Feuilles	1.	1.
1. Nécromasse	1. Rhizome et écailles	1.	1.
1. Granulométrie du sédiment	1.	1. 1 mesure	1. 1 mesure
1. % Matière organique du sédiment	1.	1. 1 mesure	1. 1 mesure
1. Teneur en métaux traces	1.	1.	1. Ag & Hg

~~73.~~

Traitement et interprétation des données

~~70.74.~~ 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.

~~74.75.~~ L'énorme augmentation du nombre d'études sur *Posidonia oceanica* (plus de ~~27~~400 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).

~~72.76.~~ 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 CAR/ASPSPA/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

~~73.77.~~ 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)

74-78. 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 individuelles. 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 individuelles 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 individuel 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 individuelles et convient particulièrement bien pour la surveillance des espèces protégées ou dans les AMP.

75-79. 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'e-S-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 matrice morte par rapport à *P. oceanica* vivant et peut être utilisé comme indice de perturbation (Boudouresque et al., 2006), bien que les zones de matrice morte puissent également provenir de causes naturelles (par exemple, exemple, mouvement de l'eau hydrodynamisme). 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 matrice, 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 matrice morte (Meinesz et al., 1991). Si un potentiel de récupération existe toujours dans un herbier présentant peu de petites matrices 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 niveau 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).

76-80. 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.

77-81. 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 méditerranéens Catalans donne une classification identique ~~des sites de Catalogne~~ 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 eombinée-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.

78.—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 physiologique, cellulaire, espèces individuel, population, communauté, écosystème, paysage marin).

Indice	<u>physiologique</u> <u>Cellulaire</u>	Individuel <u>Espèces</u>	Population	Communauté	Écosystème	Paysage marin
POSWARE		Largeur des feuilles intermédiaires ; production de feuilles ; production et élongation 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 ; élongation 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-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 schore 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-Projet. 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 mat 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., Tsririka 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. Resilience 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., Piazzini 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'Keefe 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.
- Zucchetta 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* *Grilles d'interprétation en cinq classes de quelques descripteurs de l'herbier à *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 faiscs./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%8	< 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 individuelle)

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-obscures et obscures sabellariid et serpulid wals. 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 plus abondants 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).Photo de Simone Musumeci (en haut) et Monica Montefalcone (en bas).

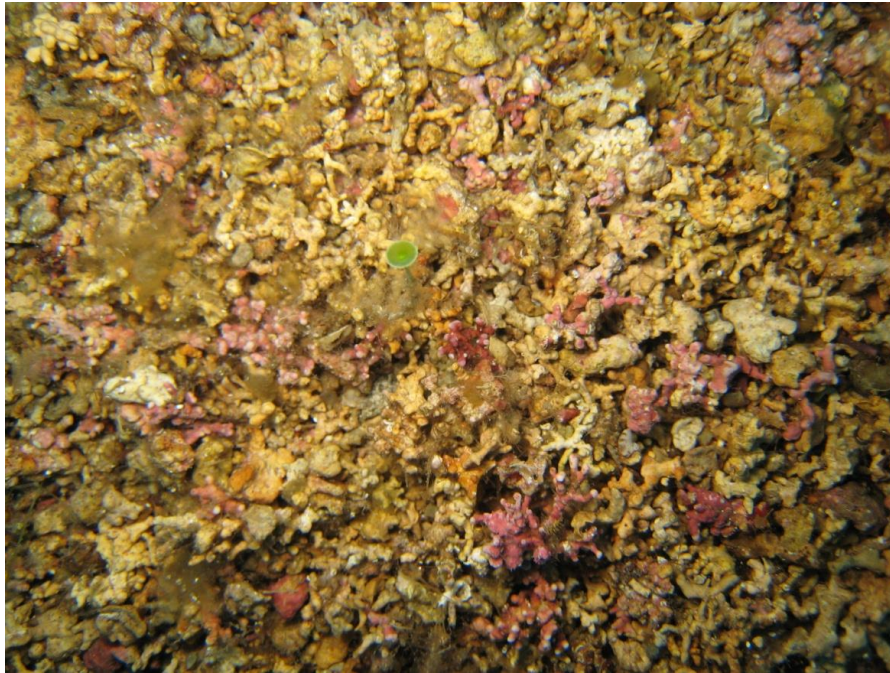


Figure 2 : Habitat des rhodolithes (photo tirée du UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015).

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 supérieures à celles des herbiers marins (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 constantes-stables de température, de courants et de salinité.

3. Deux principales typologies-les récifs coralligènes se répartissent à la fois sur des fonds rocheux et souples, développant différentes morphologies peuvent être définies : i) coralligène poussant-se développant sur les roches circalittorales supérieures (falaises ou affleurements, banques, 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 a-structure coralligène résulte de l'équilibre dynamique entre la bioconstruction, principalement constituée de *Rhodophyte* calcifié encroûtant appartenant aux *Corallinales* et aux *Peyssonneliales* (comme les espèces appartenant aux les 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. ~~mais~~ Ils sont vulnérables aux ~~impacts~~ 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 global (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*) *offinialis*.), 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 communautaire 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 il est classé dans la catégorie « 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 (MSFD CSMM, 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 ~~des connaissances~~ 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, ~~mais~~ 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 souvent utilisée pour cartographier et surveiller de petites échelles spatiales et à des profondeurs plus faibles zones, elle devient inappropriée lorsque la zone d'étude et/ou la profondeur augmente (d'habitude profondeur > 40 m)
- 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. L'utilisation de méthodes de levé acoustique (sonar à balayage latéral ou multifaisceaux) ou de systèmes d'observation sous marine (ROV, caméra remorquée) devient alors nécessaire. Cependant, les techniques acoustiques doivent toujours être intégrées et vérifiées par un grand nombre de données «de terrain» sous-marines.~~

12. 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 la plongée sous marine, est souvent essentiel compte tenu de la complexité de cet habitat. ~~S'il est possible d'estimer l'abondance ou la couverture de taxons spécifiques peuvent être visuellement estimés sous l'eau à l'aide d'indices normalisés, les caractérisations détaillées nécessitent souvent l'utilisation de cadres carrés (quadrates), de transects, voire même de la suppression de tous les organismes présents sur une surface donnée.~~ 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, ~~mais l'observation 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 ~~sont privilégiées en raison de la plus grande homogénéité de ces populations. Cependant, 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 hydrodynamique 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 écosystemique de la Convention de Barcelone et en se basant sur les ~~recommandations~~ recommandations de la réunion de Groupe de Correspondance de l'Approche écosystemique sur la surveillance (CORMON), biodiversité et pêche (Madrid, Espagne, 28 Février – 1 Mars 2017), les Parties contractantes ont demandé du CAR/ASPSA/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, en considérant le travail élaboré précédemment à savoir «Méthodes standard d'inventaire et de suivi des assemblages de coralligènes et de rhodolithes» les directives pour la surveillance des habitats coralligènes et autres habitats bioconstruits en Méditerranée (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. à mettre à jour dans le contexte des Indicateurs communs de l'IMAP et afin de faciliter la tâche des Pays lors de la mise en œuvre de leurs programmes de surveillance. 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 ~~«minimaux»~~ les plus adoptés à prendre en compte pour l'inventaire et la surveillance ~~des~~

~~populations~~ de coralligènes et de rhodolithes en Méditerranée. ~~Les principales méthodes adoptées pour leur surveillance,~~ ainsi que leurs avantages, restrictions et conditions d'utilisation, sont exposés. Certaines des méthodes de surveillance ~~existantes~~ du coralligène ont déjà été comparées ou étalonnées, et ~~les résultats~~ sont brièvement présentées. ~~Enfin, u~~Une ~~procédure méthode~~ 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 ~~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 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 de la répartition 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 générale~~ 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](#)).

17.

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 ~~Maërl-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~~ [Espagne, Liban](#) et l'Italie. Malte et la Corse, ~~en particulier~~, 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, ~~ils~~ [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.

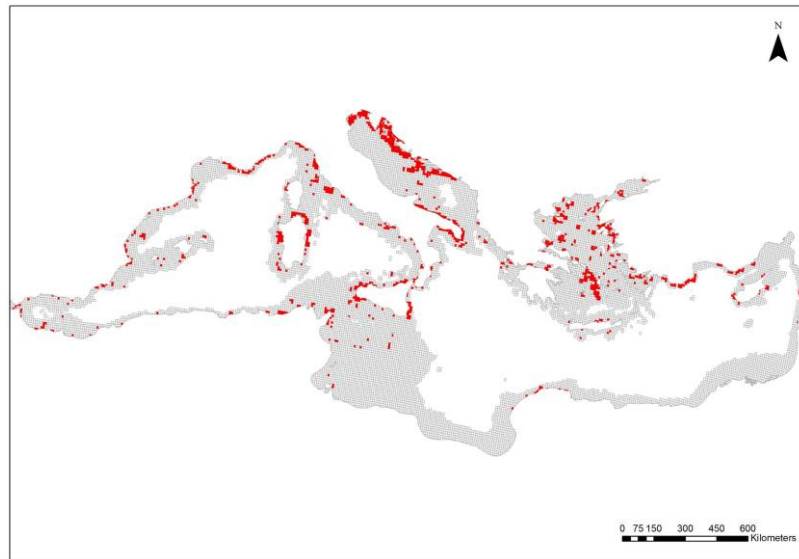


Figure 3 : Echelle globale Répartition des habitats coralligènes en mer méditerranéenne (zones rouges) (d'après Giakoumi et al., 2013).

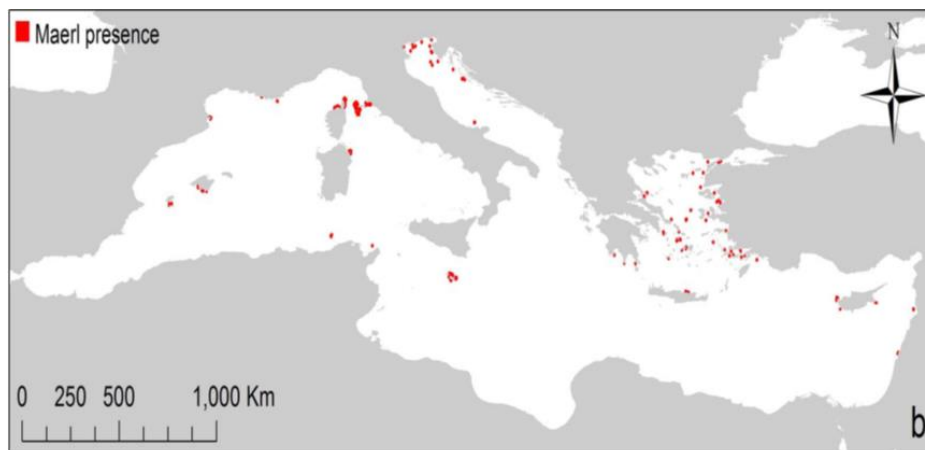


Figure 4 : Echelle globale Répartition des habitats de rhodolithes/maërl en mer méditerranéenne (zones rouges) (d'après Martin et al., 2014).

Méthodes

21. La définition de la aire de 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 instrumentale indirecte et/ou les levés visuels directs sous-marines sur le terrain 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 en utilisant des transects, des cadres carrés permanents) 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 la technique peut être optimisée pour une description générale du site par l'intégration un plongeur remorqué ou des transects vidéo (Cinelli, 2009). 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 superficies) 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 l'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 (eadres carrés 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). ~~et l'identification des espèces les plus courantes et les plus importantes sur le plan volumétrique des algues calcaires. Dans cette première description, le besoin de taxonomistes spécialisés et d'analyses de laboratoire fastidieuses est réduit au minimum.~~

24.

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 environnement 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.

26-27. 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

27-28. Étant des habitats coralligènes et rhodolithes biogéniques bioconstruits répartis principalement dans les eaux profondes (jusqu'à 230 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 l'évaluation-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).

28-29. 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).

29-30. 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 ~~m~~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.

~~30.~~

31.32. Une application récente de modélisation spatiale prédictive a été réalisée à partir d'une couverture acoustique complète du fond marin associée à ~~un nombre relativement faible de~~ [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 ~~principaux~~ 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 <u>et suivi visuel</u>	0 m jusqu'à 40 m, selon les règles locales en matière de plongée scientifique <u>sécurisé</u>	Petites zones, moins de 250 m ²	À partir de 0,1 m	0,0001 à 0,001 km ² /heure	- Très grande précision pour l'identification (taxonomie) et la distribution des espèces (micro-cartographie) - Non destructif - Faible coût, facile à mettre en œuvre	- Petite zone inventoriée - Chronophage - Profondeur opérationnelle limitée - Plongeurs hautement qualifiés <u>scientifiquement est requis</u> (contraintes de sécurité) - Géoréférencement variable du site de plongée	Piazzini et al. (2019a et références)
Transects par des plongeurs remorqués	0 m jusqu'à 40 m selon les règles locales en matière de plongée scientifique	Zones intermédiaires (moins de 1 km²)	De 1 à 10 m	0,025 à 0,01 km²/heure	- Facile à mettre en œuvre et possibilité de prendre des photos - Bonne identification des populations - Non destructif et à faible coût	- Chronophage - Profondeur opérationnelle limitée - Plongeurs hautement qualifiés <u>scientifiquement est requis</u> (contraintes de sécurité) - Géoréférencement variable de l'itinéraire du plongeur - Transparence de l'eau	Cinelli (2009)
Échantillonnage de navires à préhension à l'aveuglette, dragues ou carottiers	0 m à environ 50 m (jusqu'à la limite inférieure des <u>lits habitat</u> des rhodolithes)	Zones intermédiaires (quelques km ²)	De 1 à 10 m	0,025 à 0,01 Km ² /heure	-Très grande précision pour l'identification (taxonomie) et la distribution des	- Méthode destructive, <u>généralement déconseillée</u> - Petite zone inventoriée - Matériel d'échantillonnage nécessaire	PNUE/PAM-CAR/ASP (2015)

					<ul style="list-style-type: none"> espèces (micro-cartographie) - Toutes les espèces <u>identifiées prises en compte</u> - Possibilité d'identification a <i>posteriori</i> - Faible coût, facile à mettre en œuvre 	<ul style="list-style-type: none"> - <u>difficulté à collecter des échantillons représentatifs</u> - <u>Travail chronophage</u> - <u>L'analyse des échantillons prend beaucoup de temps</u> - 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 image 3D du fond marin - Double information collectée (bathymétrie et image du fond marin) - Gamme bathymétrique très précise et large - Exécution rapide - Très grande masse de données-Non destructif 	<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 validation des sonogrammesinterprétation des données acoustiques - Coût élevé 	Cánovas Molina et al. (2016 b)
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	<ul style="list-style-type: none"> - Non destructif - Possibilité de prendre des photos - Bonne identification de l'habitat et des espèces visibles - Grande portée bathymétrique 	<ul style="list-style-type: none"> - 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	<ul style="list-style-type: none"> - Facile à installer et possibilité de prendre des photos - Bonne identification de l'habitat et des espèces <u>visibles</u> - Non destructif - Grande zone couverte 	<ul style="list-style-type: none"> - 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 de surface <u>nautique</u> intense 	PNUE/PAM-CAR/ASP (2015)
------------------	---	--	------------------------	----------------------------------	---	---	-------------------------

L'interprétation des données

32.33. 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.

33.34. Au cours de la première étape du processus d'analyse et de classification, la liste actualisée des types d'habitats marins benthiques de la région méditerranéenne¹ doit être consultée (UNEP/MAP-CAR/ASP, 2019) afin de reconnaître tout type d'habitat spécifique (à savoir, coralligène ou rhodolithes) et ses principales associations et faciès caractéristiques. Une description complète de ces habitats et les critères pour leur identification sont également disponibles dans Bellan-Santini et al. (2002). Les habitats devant figurer sur les cartes sont les suivants (PNUE / PAM-CAR/ASP, 2019) : 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 European (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 circalitoral, ~~voir MC1.51~~)

CIRCALITTORALE

MC1.5 Roche circalittorale

MC1.51 falaises de Coralligène

MC1.51a Coralligène dominée par les algues

¹ La liste mise à jour des types d'habitats marins benthiques pour la région méditerranéenne est en cours de préparation. Il a été approuvé par la réunion d'experts pour la finalisation de la classification des types d'habitats marins benthiques pour la région méditerranéenne et la liste de référence des types d'habitats marins et côtiers en Méditerranée (Rome, Italie, 22-23 janvier 2019). Le projet de la liste mise à jour sera examiné par la 14^e réunion des points focaux du ASP/DB (Portoroz, Slovénie, 18-21 juin 2019) et soumis à la réunion des points focaux du PAM et à la 21^e réunion ordinaire des Parties contractantes, pour adoption.

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

~~MC1.51b Coralligène dominée par les invertébrés~~

- ~~————— MC1.511b Faciès à petites éponges (ex. *Ircinia* spp.)~~
- ~~MC1.512b Faciès à grandes éponges dressées (ex. *Spongia lamella*, *Sarcotragus foetidus*, *Axinella* spp.)~~
- ~~MC1.513b Faciès à Hydraires~~
- ~~MC1.514b Faciès à Aleyonacea (ex. *Eunicella* spp., *Leptogorgia* spp., *Paramuricea* spp., *Corallium rubrum*)~~
- ~~————— MC1.515b Faciès à Cerianthaires (ex. *Cerianthus* spp.)~~
- ~~—————~~
- ~~MC1.516b Faciès à Zoanthaires (ex. *Parazoanthus axinellae*, *Savalia savaglia*)~~
- ~~MC1.517b Faciès à Scleractinia (ex. *Dendrophyllia* spp., *Leptopsammia pruvoti*, *Madracis pharensis*)~~
- ~~————— MC1.518b Faciès à Vermetidae et/ou Serpulidae~~
- ~~MC1.519b Faciès à Bryozoaires (ex. *Reteporella grimaldii*, *Pentapora fascialis*)~~
- ~~————— MC1.51Ab Faciès à Ascidiacées~~
- ~~————— MC1.51c Coralligène dominés par les invertébrés recouverts par les sédiments~~
- ~~————— Voir MC1.51b pour des exemples de faciès~~
- MC1.52 Roche du large**
- ~~————— MC1.52a Affleurements coralligènes~~
- ~~————— MC1.521a Faciès avec petites éponges~~
- ~~MC1.522a Faciès à Hydraires~~
- ~~MC1.523a Faciès à Aleyonacea (ex. *Aleyonium* spp., *Eunicella* spp., *Leptogorgia* spp., *Paramuricea* spp., *Corallium rubrum*)~~
- ~~————— MC1.524a Faciès à Antipatharia (ex. *Antipathella subpinnata*)~~
- ~~MC1.525a Faciès à Scleractinia (ex. *Dendrophyllia* spp., *Madracis pharensis*)~~
- ~~MC1.526a Faciès à Bryozoaires (ex. *Reteporella grimaldii*, *Pentapora fascialis*)~~
- ~~————— MC1.527a Faciès à Polychètes~~
- ~~MC1.528a faciès à Bivalves~~
- ~~————— MC1.529a Faciès à Brachiopodes~~
- ~~————— MC1.52b Affleurements coralligènes recouverts par les sédiments~~
- ~~————— Voir MC1.52a pour des exemples de faciès~~
- ~~————— MC1.52c Rivages profonds~~
- ~~————— MC1.521c Faciès à Antipatharia (ex. *Antipathella subpinnata*)~~
- ~~————— MC1.522c Faciès à Aleyonacea (ex. *Nidalia studeri*)~~
- ~~————— MC1.523c Faciès à Scleractinia (ex. *Dendrophyllia* spp.)~~
- ~~————— MC1.531d Faciès à Heteroscleromorpha *Lithistida* spp. sponges~~
- MC2.5 Récifs biogéniques circalittoraux**
- MC2.51 Plates formes coralligènes**

~~MC2.511 Association à Corallinales encroûtantes~~

~~————— MC2.512 Association à Fuciales~~

~~MC2.513 Association à Cauterpa spp. non indigènes de Méditerranée~~

~~————— MC2.514 Faciès avec petites éponges (ex. *Ircinia* spp.)~~

~~————— MC2.515 Faciès avec des grandes éponges dressées (ex. *Spongia lamella*,~~

~~————— *Sarcotragus foetidus*, *Axinella* spp.)~~

~~————— MC2.516 Faciès à Hydraires~~

~~MC2.517 Faciès à Aleyonacea (ex. *Aleyonium* spp., *Eunicella* spp., *Leptogorgia* spp., *Paramuricea* spp., *Corallium rubrum*)~~

~~————— MC2.518 Faciès à Zoanthaires (ex. *Parazoanthus axinellae*, *Savalia savaglia*)~~

~~————— MC2.519 Faciès à Scleractinia (ex. *Dendrophyllia* spp., *Madracis pharensis*,~~

~~————— *Phyllangia mouchezii*)~~

~~MC2.51A Faciès à Vermetidae et/ou Serpulidae~~

~~MC2.51B Faciès à Bryozoaires (ex. *Reteporella grimaldii*, *Pentapora fascialis*)~~

~~————— MC2.51C Faciès à Ascidiacea~~

~~MC3.5 Sédiments grossiers circalittoraux~~

~~MC3.51 Fonds détritiques côtiers (sans rhodolithes)~~

~~MC3.511 Association à Laminariales~~

~~————— MC3.512 Faciès avec des grandes éponges dressées (ex. *Spongia lamella*,~~

~~————— *Sarcotragus foetidus*, *Axinella* spp.)~~

~~————— MC3.513 Faciès à Hydraires~~

~~MC3.514 Faciès à Aleyonacea (ex. *Aleyonium* spp., *Eunicella* spp., *Leptogorgia* spp.)~~

~~————— MC3.515 Faciès à Pennatulacea (ex. *Pennatula* spp., *Virgularia mirabilis*)~~

~~MC3.516 Faciès à Polychètes (complexe *Salmacina-Filograna* inclus)~~

~~————— MC3.517 Faciès à Bivalves (ex. *Pecten jacobaeus*)~~

~~MC3.518 Faciès à Bryozoaires (ex. *Turbicellepora incrassata*, *Fron dipora verrucosa*, *Pentapora fascialis*)~~

~~————— MC3.519 Faciès à Crinoidea (ex. *Leptometra* spp.)~~

~~MC3.51A Faciès à Ophiuroidea (ex. *Ophiura* spp., *Ophiothrix* spp.)~~

~~————— MC3.51B Faciès à Echinoidea (ex. *Neolampas* spp., *Spatangus purpureus*)~~

~~————— MC3.51C Faciès à Ascidiacea~~

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).

34.

36. L'intégration et la modélisation des données sont souvent une étape nécessaire, car les levés indirects ou par télédétection effectués par les navires sont souvent limités 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.

~~35.~~

36-37. 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.

37-38. 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'habitat, via la création de cartes de concordance et de discordance (Canessa et al., 2017).

38-39. 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 « Orientations-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

39-40. 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 (DCSMMMSEFD).

40-41. 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).

41.42. 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 MSFD-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.

42.43. 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 surveiller-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 claires-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 :

43.

- 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)satisfaisant, 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 surveillance vise à établir l'état de l'habitat au moment «zéro» avant le début des activités, puis à surveiller l'état de santé de l'habitat pendant la phase de développement ou à la fin de la phase, pour vérifier les impacts potentiels. 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 system de surveillance choisis 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.

~~44.~~

~~45-47.~~ 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

~~46-48.~~ 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 d'espèces n'est pas exhaustive mais comprend des espèces/taxa fréquemment signalées dans les habitats coralligènes et les bancs de 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 ses-eaux.

47.49. 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.

48.50. 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 suggérées recommandées. 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 (distribution- 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.

49.51. 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 ; Piazzini 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 par écouvillonnage ne sont généralement pas recommandées car le coralligène est une technique qui prend du temps et en raison du temps disponible limité sous l'eau. L'observation in situ et les échantillons doivent être réalisés sur des superficies définies et éventuellement normalisées (Piazzini et al., 2018), et le nombre de répétitions doit être suffisant et assez élevé pour capturer l'hétérogénéité de l'habitat.

50.52. 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 (Garrabou 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) <u>ou caméra remorquée</u>	À partir de 2 m à plus de 120 m	Petites surfaces intermédiaires d'environ 1 km ² (<u>zones plus grandes dans le cas d'une caméra remorquée</u>)	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 - <u>Possibilité de collecter des échantillons (pour ROV)</u> 	<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 <u>visuelle</u> 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 	<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)

					- Données déjà disponibles après la plongée	- 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	- Très bonne précision pour l'identification (taxonomie) et la caractérisation de l'habitat - Toutes les espèces prises en compte - Identification <i>a posteriori</i> - Faible coût , facile à mettre en œuvre	- 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 <u>-Implication de plusieurs taxonomistes</u>	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	- Non destructif - Bonne précision pour l'identification (taxonomie) et la caractérisation de l'habitat - Identification <i>a posteriori</i> possible - Évaluations quantitatives uniquement sur les espèces / taxons remarquables	- Besoin de spécialistes en taxonomie - Petite zone inventoriée - Les photographies ou et les analyses vidéo sont chronophages - Profondeur opérationnelle limitée - Plongeurs hautement qualifiés requis	Gatti et al. (2015b) ; Montefalcone et al. (2017) ; Piazzini et al. (2017a, 2019a) ; <u>Çinar et al. (2020)</u>

					<ul style="list-style-type: none"> - Faible coût, facile à mettre en œuvre - Possibilité de collecter des échantillons - Possibilité de créer des archives 	<ul style="list-style-type: none"> - Outils nécessaires pour collecter des photos / vidéos nécessaires - Nombre limité d'espèces / de taxons observés - 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 prises en compte - Identification a posteriori - Faible coût, 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 <u>et un coût élevé</u> - <u>difficulté à collecter des échantillons représentatifs</u> 	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 ~~cadres carrés~~ [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 (Garrabou et al., 2002).

54.

52-54. 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
-------------	---

53-55. 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	
Lithophyllum & Mesophyllum en 3D	
Couverture de <i>Lithophyllum incusans</i> sans relief	
Taches blanches sur <i>Lithophyllum</i> ou <i>Mesophyllum</i>	
Présence d'espèces dressées <i>Halimeda</i> , <i>Udotea</i> ; <i>Cystoseira</i> ...	

Ichtyofaune	
Présence d'espèces-cibles avec grands individus	
Poissons benthiques ou nectobenthiques	

• **Observation :**

Photos quadrats et paysagères à réaliser




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

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

54-56. 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.](#)

55-57. 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.](#)

56-58. 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.

57-59. 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.

58-60. 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 ; Piazzini 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.

59-61. 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 (Piazzini 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 ; Piazzi et al., 2015 ; Sartoretto et al., 2017) ; [Teixidó et al., 2013](#)) 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 (Piazzi 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*).

60-62. 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.

61-63. Analyse d'échantillons photographiques : l'analyse d'échantillons photographiques peut être effectuée par différentes méthodes (Piazzi 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.

62-64. 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 ~~techniques de~~ 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 présence 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 epibiotic)	3
Encrusting Corallinales, articulated Corallinales	4
<i>Peyssonnelia</i> spp.	4
<i>Valonia</i> spp., <i>Codium</i> spp.	4
Sponges prostrate (e.g. <i>Chondrosia reniformis</i> , <i>Petrosia ficiformis</i>)	5
Large serpulids (e.g. <i>Protula tubularia</i> , <i>Serpula vermicularis</i>)	5
<i>Parazoanthus axinellae</i>	5
<i>Leptogorgia sarmentosa</i>	5
<i>Flabellia petiolata</i>	6
Erect corticated terete Ochrophyta (e.g. <i>Sporochnus pedunculatus</i>)	6
Encrusting Ochrophyta (e.g. <i>Zanardinia typus</i>)	6
Azooxantellate individual scleractinians (e.g. <i>Leptopsammia pruvoti</i>)	6
Ramified bryozoans (e.g. <i>Caberea boryi</i> , <i>Cellaria fistulosa</i>)	6
<i>Palmophyllum crassum</i>	7
Arborescent and massive sponges (e.g. <i>Axinella polypoides</i>)	7
<i>Salmacina-Filograna</i> complex	7
<i>Myriapora truncata</i>	7
Erect corticated terete Rodophyta (e.g. <i>Osmundea pelagosae</i>)	8
Bushy sponges (e.g. <i>Axinella damicomis</i> , <i>Acanthella acuta</i>)	8
<i>Eunicella verrucosa</i> , <i>Alcyonium acaule</i>	8
Erect ascidians	8
<i>Corallium rubrum</i> , <i>Paramuricea davata</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 cervicomis</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 réécifs ~~l'habitat~~ coralligène mésophotique des eaux profondes (jusqu'à 40 m de profondeur)

63-65. 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.

64-66. 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.

65-67. 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).

~~66-68.~~ 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-l'habitat des rhodolithes

~~67-69.~~ Une méthode d'échantillonnage standardisée et commune pour la surveillance des bancs des fonds marins des rhodolithes n'est pas disponible à ce jour (PNUE/PAM-CAR/ASP, 2008). Les bancs fonds marins des rhodolithes méditerranéens semblent posséder des assemblages ~~d'espèces~~ d'algues coralliennes et peyssonnéiacées 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.

~~68-70.~~ 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).~~ ~~Toutefois, 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, souvent favorisés en raison de la plus grande homogénéité de cet habitat, et lorsque cela est strictement nécessaire la surveillance à travers des navires utilisant des systèmes de préhension à l'aveuglette, des dragues ou des carottiers peut être également réalisée (Tab. 4). 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 à l'hydrodynamique) et un taux de sédimentation le plus évident. Ainsi, l'indication ~~du pourcentage~~ 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 permettre une évaluation moins fine de fournissent peu d'information sur 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	Faible coût , 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 réplicas nécessaires, surface inventoriée limitée, méthode destructive, <u>coût élevé pour des analyse taxonomiques</u>
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 <u>visibles</u> , 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 <u>changement suivi</u> temporel, validation des méthodes acoustiques
Sonar à balayage latéral	
Avantages	Surfaces inventoriées très importantes, informations sur <u>le mouvement de l'eau l'hydrodynamisme</u> (figures sédimentaires), reproductibilité, méthode non destructive, profondeur d'étude élevée
Inconvénients	Coût élevé, <u>incertitudes dans l'interprétation</u> des sonogrammes, validations complémentaires (inter-calibration), observations superficielles, aucune information taxonomique
Utilisation	Etudes sur de grandes surfaces, suivi des peuplements, études bionomiques

69-71. 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. 75) ; 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.

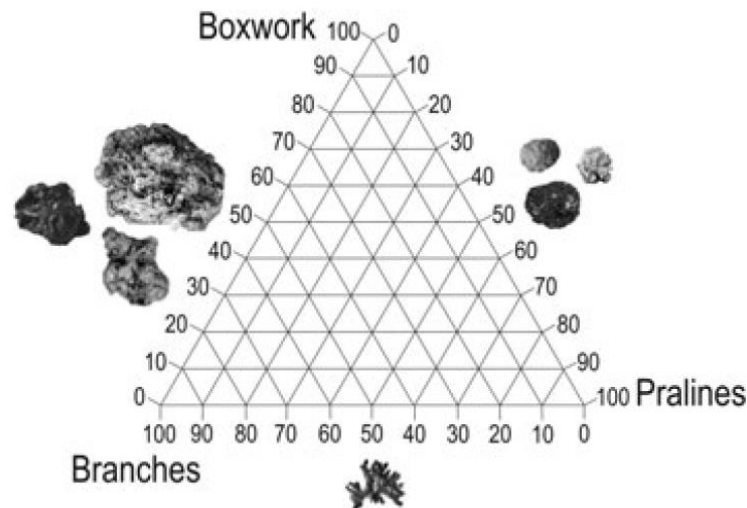


Figure 5 : Diagramme ternaire pour la description de la tridimensionnalité du lit des rhodolithes. Le pourcentage de couverture de chaque morphotype de rhodolithes, par rapport à la couverture totale de rhodolithes, peut être tracé sur l'axe correspondant. Les trois principaux morphotypes de rhodolithes (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

70:72. 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 ; Teixedó 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 ~~ont été développés selon différentes approches~~ et 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.

~~74-73.~~ Par exemple, ESCA (Statut Ecologique des Assemblages Coralligènes ; Cecchi et al., 2014 ; Piazzi 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 scléactiniens) 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.

~~72.~~

~~73-75.~~ 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.

74-76. 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.

75-77. Des étalonnages parmi certains des indices écologiques énumérés ci-dessus ont déjà été effectués. La comparaison entre ESCA et COARSE (Montefalcone et al., 2014 ; Piazzi et al., 2014, 2017a, 2017b), qui sont les deux indices avec le plus grand nombre d'applications réussies à ce jour (Piazzi 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 (Piazzi 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.

76-78. ~~Relativement,~~ Peu d'efforts ont été déployés pour ~~définir-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 ~~mais et~~ soumis à différentes conditions environnementales et à différents niveaux de pression humaine.

Observations finales

77-79. 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.

78-80. 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>Biocénotique</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 détritiques benthiques ; densité des détritiques
<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 calcifiée 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 l'habitat~~ coralligène profond (d'~~environ~~ 40 à 120 m de profondeur) présent dans la zone mésophotique ~~peu profonde~~.

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 Mémoire de coopération N° 6/2002/RAC/SPA, 50 p.+ 4 Annexes.
- Antonoli 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 polyoides* 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.
- [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. 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., Piazzini L., Ricevuto E., Serena F. 2014. Development of a new biotic index for ecological status assessment of Italian coastal waters based on coralligenous macroalgal assemblages. *European Journal of Phycology* 49, 298-312.

~~Cinelli F. 2009. Field survey methods and mapping: 136-139. In: Relini G. (Ed.), *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.~~

[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-Petricioli 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., Piazzi 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., Piazzi 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., Cinar 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., ... Piazzini 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., Piazzini 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.
- Piazzì 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.
- Piazzì 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.
- Piazzì 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.
- [Piazzì 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.](#)
- Piazzì 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.
- Piazzì 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.
- Piazzì 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.
- Piazzì 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.
- Piazzì 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 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 p. + Annex.~~
- 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 stictiaeforme (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.
Adeonella calveti Canu & Bassler, 1930
Smittina cervicornis Pallas, 1766
Pentapora fascialis Pallas, 1766
Schizoretepora serratimargo (Hincks, 1886)

Turbicellepora spp.

Rhynchozoon neapolitanum Gautier, 1962

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

~~*Hoplangia durotrix* Gosse, 1860~~

Polycyathus muelleriae Abel, 1959

~~*Cladocora caespitosa* Linnaeus, 1767~~

Phyllangia americana mouchezii Lacaze-Duthiers, 1897

~~*Dendrophyllia ramea* Linnaeus, 1758~~

~~*Dendrophyllia cornigera* Lamarck, 1816~~

Bioeroders

Sponges

Clionidae (Cliona, Pione)

Echinoids

Echinus melo Lamarck, 1816

Sphaerechinus granularis (Lamarck, 1816)

Molluscs

~~*Rocellaria dubia* (Pennant, 1777)~~

Hiatella arctica Linnaeus, 1767

Lithophaga lithophaga Linnaeus, 1758***

Petricola lithophaga (Retzius, 1788)

Rocellaria dubia (Pennant, 1777)

Polychaetes

~~*Polydora* spp.~~

Dipolydora spp.

Dodecaceria concharum Örsted, 1843

Polydora spp.

Sipunculids

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

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

**OTHER RELEVANT SPECIES (*invasive;
**disturbed or stressed environments-
usually, when abundant)**

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 vermilara (Olivi) Chiaje, 1829**
Flabellia petiolata (Turra) Nizamuddin, 1987
Halimeda tuna (J. Ellis & Solander) J.V.
 Lamouroux, 1816
Palmophyllum crassum (Naccari) Rabenhorst,
 1868
Caulerpa cylindracea Sonder, 1845
Caulerpa taxifolia (M. Vahl) C. Agardh, 1817*
Codium bursa (Olivi) C. Agardh, 1817**
Codium fragile (Suringar) Hariot, 1889*
Codium vermilara (Olivi) Chiaje, 1829**

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

~~*Stictyosiphon adriaticus* Kützinger, 1843**~~

“Yellow” algae (Pelagophyceae)

- Nematochryopsis 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.
Gloiocladia spp.
Leptofauchea 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.
Ptilophora mediterranea (H.Huvé) R.E. Norris,
 1987
Kallymenia spp.
Halymenia spp.
Sebdenia spp.
Peyssonnelia spp. (non calcareous)
Phyllophora crispa (Hudson) P.S. Dixon, 1964
Gloiocladia spp.
Leptofauchea coralligena Rodríguez-Prieto & De
 Clerck, 2009
Acrothamnion preissii (Sonder) E.M. Wollaston,
 1968*
Lophocladia lallemandii (Montagne) F. Schmitz,
 1893*
Asparagopsis taxiformis (Delile) Trevisan de
 Saint-Léon, 1845*
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* (*Halichoelona*) *fulva* (Topsent, 1893)*Hemimycale 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 *fasciculatus* (Pallas, 1766)*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*Eunicella* spp.*Leptogorgia sarmentosa* Esper, 1789*Ellisella paraplexauroides* Stiasny, 1936*Antipathes* spp.*Parazoanthus axinellae* Schmidt, 1862*Savalia savaglia* Bertoloni, 1819****Callogorgia verticillata* Pallas, 1766

Polychaeta

Filigrana implexa Berkeley, 1835*Sabella spallanzanii* Gmelin, 1791~~*Filigrana implexa* Berkeley, 1835~~*Salmacina dysteri* Huxley, 1855*Protula* spp.

Bryozoans

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

Tunicates

Aplidium spp.*Pseudodistoma cyrnusense* Pérès, 1952*Aplidium* spp.*Cystodytes dellechiaiei* (Della Valle, 1877)*Halocynthia papillosa* Linnaeus, 1767*Herdmania momus* (Savigny, 1816)*Microcosmus sabatieri* Roule, 1885*Pseudodistoma cyrnusense* Pérès, 1952*Halocynthia papillosa* Linnaeus, 1767

Molluscs

Cerithium scabridum Philippi, 1848**Charonia lampas* Linnaeus, 1758****Charonia variegata* Lamarck, 1816*Pinna rudis* Linnaeus, 1758*Naria spurca* (Linnaeus, 1758)*Luria lurida* Linnaeus, 1758****Naria spurca* (Linnaeus, 1758)*Pinna rudis* Linnaeus, 1758***

Decapoda

(*invasive; **disturbed or stressed environments- usually, when abundant). Species that can be dominant or abundant are preceded by #

Dardanus arrosor (Herbst, 1796)*Maja squinado* Herbst, 1788****Palinurus elephas* Fabricius, 1787****Pilumnus hirtellus* (Linnaeus, 1761)*Scyllarides latus* Latreille, 1803****Maja squinado* Herbst, 1788

Echinodermata

Antedon mediterranea Lamarck, 1816~~*Hacelia attenuata* Gray, 1840~~*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 #)

Algae

Red 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

~~# *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* Kützing, 1841~~

~~# *Tricleocarpa cylindrica* (J. Ellis & Solander) Huisman & Borowitzka, 1990~~

Lithophyllum cabiochae (Boudouresque et Verlaque) Athanasiadis

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

Lithothamnion minervae Basso, 1995

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 Kützing, 1841

Sporolithon ptychoides Heydrich, 1897

Tricleocarpa cylindrica (J. Ellis & Solander) Huisman & Borowitzka, 1990

~~*Peyssonnelia heteromorpha* (Zanardini) Athanasiadis, 2016~~

~~*Sporolithon ptychoides* Heydrich, 1897~~

Red algae (non-builders)

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

~~*Phyllophora crispacrispata* (Hudson) P.S. Dixon, 1964~~

~~*Peyssonnelia* spp. (non-calcareous)~~

Acrothamnion preissii (Sonder) E.M. Wollaston, 1968*

Alsidium corallinum C. Agardh, 1827

Cryptonemia spp.

Felicinia 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

Rytiphlaea 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

~~*Flabellia petiolata* (Turra) Nizamuddin, 1987~~

Caulerpa cylindracea Sonder, 1845*

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

Codium bursa (Olivi) C. Agardh, 1817

~~*Flabellia petiolata* (Turra) Nizamuddin, 1987~~

Microdictyon umbilicatum (Vellay) Zanardini, 1862

Palmophyllum crassum (Naccari) Rabenhorst, 1868

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

Brown algae

Arthrocladia villosa (Hudson) Duby, 1830

Laminaria rodriguezii Bornet, 1888

Sporochnus pedunculatus (Hudson) C. Agardh, 1817

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) Kützing, 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.

Hemimycale columella Bowerbank, 1874

Oscarella spp.

Phorbos tenacior Topsent, 1925

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

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

Cnidaria

Adamsia palliata (Müller, 1776)

Alcyonium palmatum Pallas, 1766

Eunicella verrucosa Pallas, 1766

Paramuricea macrospina Koch, 1882

Aglaophenia spp.

Adamsia palliata (Müller, 1776)

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 (Bruzelius, 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.

UNEP/MED WG.502/16 Rev.1

Appendix A Rev.1

Page 116

Pagellus acarne (Risso, 1827)

Pagellus erythrinus (Linnaeus, 1758)

Raja undulata Lacepède, 1802

Scyliorhinus canicula (Linnaeus, 1758)

Squatina spp.

Trachinus radiatus Cuvier, 1829



NATIONS
UNIES

EP

UNEP/MED WG.502/16.Appendix B



PNUE



**PROGRAMME DES NATIONS UNIES
POUR L'ENVIRONNEMENT
PLAN D'ACTION POUR LA MEDITERRANEE**

24 May 2021
Original: English
Français

Quinzième Réunion des Points Focaux ASP/DB

Vidéoconférence, 23-25 juin 2021

Point 7 de l'ordre du jour : Etat de la mise en œuvre de la feuille de route de l'Approche Ecosystémique (EcAp)

7.1. Mise en œuvre de la deuxième phase (2019-2021) du Programme de surveillance et d'évaluation intégrées (IMAP - Biodiversité et espèces non-indigènes) dans le cadre de la feuille de route de l'EcAp

Mise en œuvre de la deuxième phase (2019-2021) du Programme de surveillance et d'évaluation intégrées (IMAP - Biodiversité et espèces non-indigènes) dans le cadre de la feuille de route de l'EcAp

Appendix B : Échelles de surveillance et d'évaluation, critères d'évaluation, seuils et valeurs de référence pour les indicateurs communs 3, 4 et 5 de l'IMAP relatifs aux mammifères marins

Avertissement : Les appellations employées dans cette publication et la présentation des données qui y figurent n'impliquent de la part du Secrétariat des Nations Unies aucune prise de position quant au statut juridique des pays, territoires, villes ou zones, ou de leurs autorités, ni quant au tracé de leurs frontières ou limites.

Responsables de l'étude au SPA/RAC

Mehdi Aissi, Chargé de projet, EcAp/IMAP

Asma Yahyaoui, Chargée de projet associée, EcAp/IMAP

Lobna Ben Nakhla, Chargée de programme, onservation Espèces

Rapport préparé par :

Caterina Fortuna et Léa David, experts en mammifères marins.

Remerciements

Ce rapport a été préparé avec la participation et la contribution volontaire d'un groupe d'experts méditerranéens, à savoir : Rimel Ben Messaoud, Ali Cemal Gucu, Arda Tonay, Souad Lamouti, Giulia Mo, Vincent Ridoux, Aviad Scheinin, José Antonio Vázquez Bonales, les membres du Comité Scientifique de l'ACCOBAMS (en particulier, Simone Panigada, Ayaka Amaha Ozturk et Joan Gonzalvo) et le Groupe de Travail en Ligne (OWG) sur la Biodiversité des mammifères marins à savoir : Ferdinand Bego, Draško Holcer, Srđana Rožić, Martina Marić, Mohamed Said Abdelwarith, Jérôme Spitz, Marianna Giannoulaki, Giancarlo Lauriano, Giulia Mo, Gaby Khalaf, Milad Fakhry, Rita Mouawad, Mirko Djurovic, Tilen Genov, Camilo Saavedra, Jose Antonio Vázquez, José Carlos Báez, Mehmet Arda TONAY, Amaha Ozturk AYAKA, Meltem OK

Table des matières

LEXICON	3
2. Acronymes.....	3
2. ASPECTS PERTINENTS DE LA DISCUSSION ECAP/IMAP.....	17
2.2 Espèces IMAP d'intérêt.....	20
2.3 Évaluation, échelles de suivi et échelles de rapport géographique de l'IMAP	20
3.1 Révisions de l'appendice 1 de l'annexe de la décision Ig.22/7 relative au programme intégré de surveillance et d'évaluation de la mer et des côtes méditerranéennes et aux critères d'évaluation connexes.....	21
3.2 Propositions de mise à jour des définitions de certains indicateurs communs	21
3.3 Rationalisation des définitions de l'état de conservation du phoque moine dans SAP BIO	22
3.4 Méthodes et échelles de surveillance et d'évaluation des espèces de cétacés	22
3.5 Méthodes et échelles de suivi et d'évaluation du phoque moine de la Méditerranée	25
3.6 Échelles de surveillance, d'évaluation et de rapport recommandées	26
3.7 Valeurs de référence et seuils proposés pour les espèces de mammifères marins	27
3.8 Nouveaux indicateurs communs candidats (CCI) de l'IMAP concernant les mammifères marins	30
4. SUGGESTIONS POTENTIELLEMENT PERTINENTES POUR LA DISCUSSION SUR LES DÉCISIONS CONCERNANT LE BEE CONVENU ET SUR LE PROCESSUS GLOBAL D'INTEGRATION EN COURS.....	31
5. REFERENCES	33
ANNEXE 1 - PROPOSITIONS DE RÉVISION DE L'APPENDICE 1 DE L'ANNEXE DE LA DÉCISION IG.22/7 RELATIVE AU PROGRAMME INTÉGRÉ DE SURVEILLANCE ET D'ÉVALUATION DE LA MER ET DU LITTORAL MÉDITERRANÉENS ET AUX CRITÈRES D'ÉVALUATION CONNEXES.....	42

LEXICON

1. Définitions utilisées dans les tableaux récapitulatifs

Outil ou échelle de surveillance primaire : "Primaire" signifie ici l'outil et l'échelle de surveillance nécessaires (obligatoires) pour évaluer les indicateurs communs du BEE de l'EcAp/IMAP pour les mammifères marins tels qu'approuvés par les parties. L'établissement d'outils de surveillance primaires n'empêche pas les parties contractantes d'utiliser des méthodes supplémentaires ("secondaires" ou nouveaux outils), sachant que celles-ci répondront à d'autres questions que celles liées aux rapports EcAp et IMAP.

Outil ou échelle de surveillance secondaire : Le terme "secondaire" ne signifie pas qu'il s'agit de la "deuxième meilleure" méthode ou échelle de surveillance, mais il indique une méthode qui, appliquée à une échelle différente, permet de recueillir des données complémentaires qui aident à combler les lacunes dans les connaissances, ce qui aidera à corriger les processus adaptatifs comme, dans ce cas, l'EcAp et la MSFD. Ces méthodes et échelles "secondaires" sont importantes à long terme, mais ne permettent pas d'évaluer les indicateurs communs du BEE de l'EcAp/IMAP pour les mammifères marins.

Outil de suivi volontaire : Ce sont d'autres outils de collecte de données qui peuvent être utilisés pour les mammifères marins, mieux si l'on applique les lignes directrices existantes (PNUE MAP 2019) et dans le cadre d'un programme de coopération internationale. Même s'ils ne produiront pas d'informations utiles pour évaluer les BEE à court, moyen ou long terme, ils peuvent produire des informations utiles pour gérer les utilisations humaines de la mer à une échelle nationale ou plus petite.

2. Acronymes

A : Sous-région adriatique.

ACCOBAMS : Accord sur la conservation des cétacés de la mer Noire, de la Méditerranée et de la zone Atlantique adjacente.

AL : sous-région égéenne et levantine.

BC : Convention de Barcelone.

CCI : Indicateur commun candidat.

IC : Indicateur commun.

CORMON : Groupes de correspondance sur la surveillance.

EcAp : Politique de l'approche par écosystème de la Convention de Barcelone.

EO : Objectif écologique EcAp/IMAP.

UE : Union européenne.

FAO : Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture.

CGPM : Commission générale des pêches pour la Méditerranée.

GSA : Sous-zones géographiques.

DH : Directive Habitats.

HELCOM : Convention sur la protection de l'environnement marin de la zone de la mer Baltique - Convention d'Helsinki.

CIEM : Conseil international pour l'exploration de la mer.

ICM : sous-région de la Méditerranée centrale et ionienne.

IMAP : Programme intégré de surveillance et d'évaluation de la Convention de Barcelone.

CBI : Commission baleinière internationale

MEDPOL : Programme pour l'évaluation et le contrôle de la pollution marine en Méditerranée.

PAM : Plan d'action pour la Méditerranée.

MSFD : Directive cadre stratégie pour le milieu marin.

OSPAR : Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est.

CAR/PAP : Centre d'activités régionales du programme d'actions prioritaires.

RSMS : Stratégie régionale pour la conservation du phoque moine en Méditerranée.

SAP BIO : Programme d'actions stratégiques pour la conservation de la diversité biologique.

SPA/RAC : Centre d'Activités Régionales pour les Aires Spécialement Protégées Spéciales.

CSTEP : Comité scientifique, technique et économique de la pêche.

PNUE/PAM : Programme des Nations unies pour l'environnement / Plan d'action pour la Méditerranée.

WGBYC : Groupe de travail sur les prises accidentelles d'espèces protégées.

WM : sous-région de la Méditerranée occidentale

RÉSUMÉ EXÉCUTIF

Ce document a été préparé dans le cadre du processus EcAp pour proposer d'affiner les échelles de surveillance et d'évaluation et proposer des valeurs de référence et des seuils pour l'indicateur commun (IC) 3 (aire de répartition des espèces), l'IC 4 (abondance de la population de certaines espèces) et l'IC 5 (caractéristiques démographiques de la population) de l'IMAP pour les espèces de mammifères marins, il prend également en compte l'IC 12 (prises accidentelles d'espèces vulnérables et non ciblées) en raison de son lien étroit avec les IC 3, 4 et 5.

Ce document résume les informations de base sur ces IC, y compris le matériel sur les valeurs de référence, les seuils et les objectifs, les échelles de surveillance et d'évaluation et les définitions des BEE contenues dans les décisions de la Convention de Barcelone, ainsi que le matériel explicatif nécessaire. Il inclut également le matériel pertinent discuté et/ou approuvé dans le contexte de la Directive Habitats (DH) et de la Directive Cadre Stratégie Marine (DCSM) de l'UE, d'OSPAR, d'HELCOM et même de certaines prospectives nationales méditerranéennes de l'UE.

Les premières versions ont fait l'objet de discussions approfondies avec un groupe d'experts méditerranéens composé de Rimel Ben Messaoud, Ali Cemal Gucu, Arda Tonay, Souad Lamouti, Giulia Mo, Vincent Ridoux, Aviad Scheinin, José Antonio Vázquez Bonales et ont été révisées en conséquence. La version finale de ce document a bénéficié des révisions suggérées par les membres du Comité Scientifique de l'ACCOBAMS (en particulier, Simone Panigada, Ayaka Amaha Ozturk et Joan Gonzalvo) et le Groupe de Travail en Ligne (OWG) sur la Biodiversité des mammifères marins.

Les principaux produits de ce travail sont : (a) les tableaux récapitulatifs (pale BEE 32-38), (b) une liste de révisions recommandées à l'appendice 1 de l'annexe de la décision IG.22/7 sur le " Programme intégré de surveillance et d'évaluation de la mer et des côtes méditerranéennes et critères d'évaluation connexes " (annexe 1 du présent document) et (c) une liste de recommandations sur les travaux futurs à réaliser dans le cadre de la révision et de la mise en œuvre de l'EcAp/IMAP.

En particulier, les **tableaux récapitulatifs** résument l'état actuel des choses et contiennent nos propositions en ce qui concerne les IC 3, 4, 5 et 12 de l'IMAP, les objectifs et les cibles BEE pour les mammifères marins. Particulièrement, ils fournissent des informations de base sur les indicateurs communs EcAp, les objectifs écologiques (OE), les définitions des BEE et les cibles des BEE et quelques propositions de changements et/ou de mises à jour. Ils comprennent également des propositions pour affiner les échelles de surveillance des mammifères marins et identifier les échelles adéquates pour les espèces les plus pertinentes dans le contexte méditerranéen. Enfin, ils contiennent des propositions sur les échelles et les critères d'évaluation, y compris des méthodes pour fixer des seuils et des valeurs de référence potentielles.

Les "**Recommandations pour les travaux futurs**", à traiter dans le cadre du processus de révision d'IMAP, sont axées sur les questions suivantes :

- Assurer la cohérence ou, au moins, la complémentarité des définitions, des objectifs et des échelles de surveillance et d'évaluation du BEE de l'EcAp/IMAP avec le SAP BIO (Décision IG.24/7).
- Coordonner le travail technique sur plusieurs aspects nécessitant une rationalisation et un accord régional entre les experts, y compris :
 - o La définition d'aspects spécifiques des IC des valeurs et paramètres de référence pour l'évaluation pour les mammifères marins, avant la prochaine évaluation (2023).
 - o Le niveau de signification approprié pour les seuils et les valeurs de référence avant la prochaine évaluation (2023).
 - o La prise en compte de l'impact potentiel de l'évolution constante des valeurs de référence et l'autorisation d'utiliser des tendances à la baisse constante dans une période de temps spécifique pour CI3, CI4 et CI5.
 - o L'élaboration de cartes de référence initiales pour C3 et d'estimations de C4 et C5 pour toutes les espèces possibles.

- Développer l'indicateur commun 12 (prises accessoires) sous EO1 plutôt que EO3, en coopération avec les accords et organisations pertinents (par exemple, pour les mammifères marins : ACCOBAMS et l'accord Pelagos), conformément à l'approche MSFD D1C1.

1. INTRODUCTION

1.1 Méthodes de travail pour l'élaboration du présent rapport

1. Bien que la priorité de ce rapport soit d'affiner les échelles de surveillance et d'évaluation et de définir les valeurs de référence et les seuils pour l'indicateur commun (IC) 3 (aire de répartition des espèces), l'IC4 (abondance de la population de certaines espèces) et l'IC5 (caractéristiques démographiques de la population) de l'EcAp/IMAP pour les espèces de mammifères marins, il considère également l'IC12 (prises accidentelles d'espèces vulnérables et non ciblées) en raison de son lien étroit avec les IC3, IC4 et IC5. Il résume les informations de base sur ces IC, y compris le matériel sur les valeurs de référence, les seuils et les objectifs, les échelles de surveillance et d'évaluation et les définitions des BEE contenues dans les décisions de la Convention de Barcelone, ainsi que le matériel explicatif nécessaire. Il inclut également le matériel pertinent discuté et/ou approuvé dans le contexte de la Directive Habitats (DH) et de la Directive Cadre Stratégie Marine (DCSM) de l'UE, OSPAR, HELCOM et même certaines prospectives nationales méditerranéennes de l'UE. Enfin, il contient des informations sur les IC candidates (ICC), à savoir l'ICC24 (Tendances de la quantité de déchets ingérés par les organismes marins ou s'y enchevêtrant, en mettant l'accent sur certains mammifères, oiseaux marins et tortues marines), l'ICC26 (Proportion de jours et distribution géographique où les sons impulsifs de haute, basse et moyenne fréquence dépassent les niveaux susceptibles d'avoir un impact significatif sur les animaux marins) et l'ICC27 (Niveaux de sons continus de basse fréquence avec l'utilisation de modèles, le cas échéant), qui sont pertinentes pour les mammifères marins (par ex. g., sur les déchets marins et la pollution acoustique).

2. Il y a également des morceaux de texte préliminaire encadré identifiés comme « *recommandations pour le travail futur* ». Ils mettent en évidence des idées préliminaires sur les actions qui doivent être prises immédiatement après l'adoption du cadre d'évaluation des mammifères marins, éventuellement avant la prochaine évaluation (2023).

3 Le projet de rapport a été préparé par Caterina Fortuna et Léa David. La première version de chaque section a ensuite été distribuée à un groupe d'experts méditerranéens faisant office de réviseurs externes. Ces experts sont : Rimel Ben Messaoud, Ali Cemal Gucu, Souad Lamouti, Giulia Mo, Vincent Ridoux, Aviad Scheinin, Arda Tonay, José Antonio Vázquez Bonales.

4. Un projet consolidé a été partagé avec le Comité Scientifique de l'ACCOBAMS. Ensuite, le projet révisé a été discuté par le Groupe de Travail en Ligne (OWG) sur la Biodiversité et les mammifères marins avant sa finalisation et sa soumission à la réunion CORMON sur la Biodiversité et la Pêche.

1.2 Matériel de base sur les aspects pertinents de la discussion EcAp/IMAP dans le contexte européen.

5. Dans les sections suivantes, vous trouverez une compilation de matériel concernant les définitions, les valeurs de référence, les seuils pour les mammifères marins, principalement dans le contexte des discussions sur les DH et les MSFD. Ce matériel (qui pourrait disparaître ou devenir une annexe) est destiné à informer la sélection des options proposées sur des sujets équivalents dans le contexte des discussions EcAp et IMAP.

6. Les **tableaux récapitulatifs** (en format A3, voir page BEE 32-38) à la fin de ces éléments d'introduction constituent le principal résultat de ce rapport, car ils résument l'état actuel des choses et contiennent nos propositions.

1.2.1 SOUS-RÉGIONS MÉDITERRANÉENNES DU MSFD DE L'UE ET DE LA CONVENTION DE BARCELONE ECAP/IMAP

1. Les sous-régions de l'EcAp sont les mêmes que les sous-régions méditerranéennes de la Directive cadre Stratégie pour le milieu marin (DCSMM) de l'Union européenne (UE) : Méditerranée occidentale (WM), Méditerranée ionienne et centrale (ICM), Adriatique (A) et Égée-Levant (AL). Voir la carte ci-dessous.

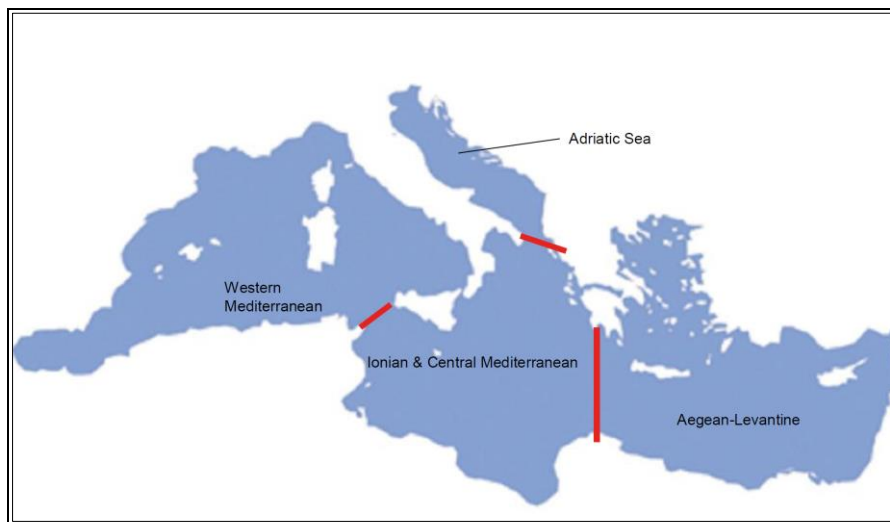


Figure 1: Sous-régions de l'EcAp

2. Les subdivisions ne sont pas encore définies, bien que certains pays (par exemple, l'Espagne) disposent de subdivisions et d'unités de gestion utilisées dans le cadre du MSFD.
3. En termes de sous-zones/unités de gestion déjà identifiées par d'autres organisations pertinentes (c'est-à-dire des organisations traitant des pressions qui pourraient affecter les espèces de mammifères marins), les sous-zones géographiques (GSA) de la Commission générale des pêches pour la Méditerranée (CGPM) existent et sont pertinentes pour l'évaluation EcAp/IMAP lors de l'examen de l'indicateur commun 12 sur la mortalité due aux prises accessoires et son impact sur les espèces et leurs populations. Par conséquent, les BEE de la CGPM devraient être pris en considération lors de la conception des substrats pour les enquêtes de type ACCOBAMS Survey Initiative (ASI), de sorte que les estimations de l'abondance des espèces puissent être fournies par rapport à ces BEE pour évaluer la mortalité par prise accidentelle des mammifères marins et d'autres espèces dont la conservation est préoccupante.

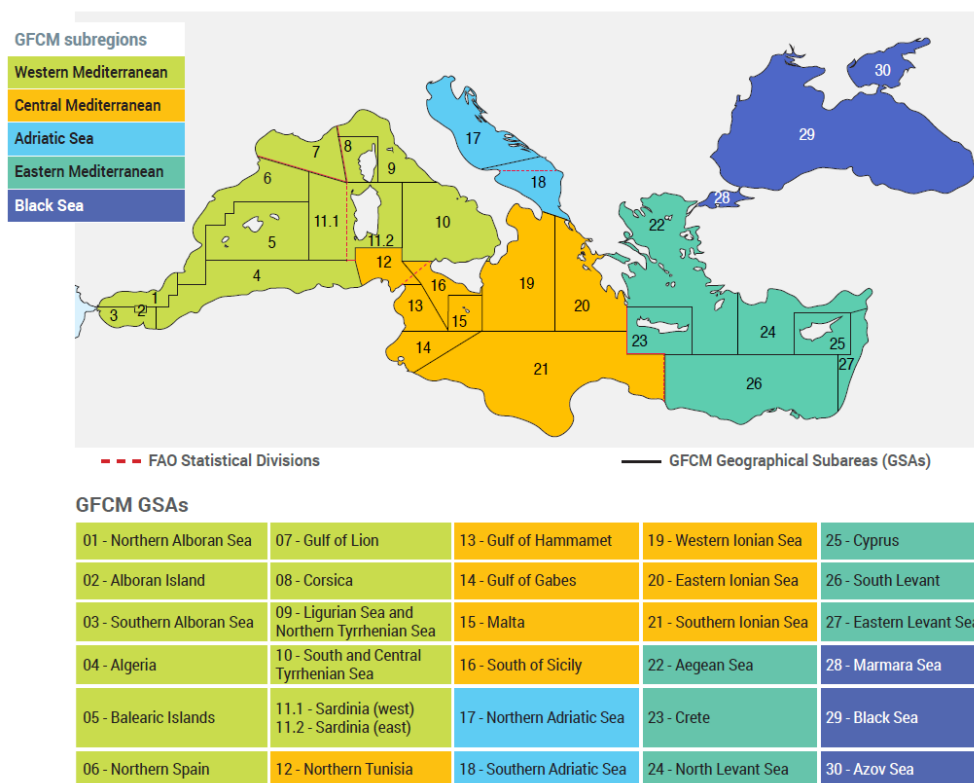


Figure 2 : Commission générale des pêches pour la Méditerranée (CGPM) - Sous-zones géographiques (GSA)
(Source : <http://www.fao.org/gfcm/about/area-of-application/en/>)

1.2.2 DÉFINITIONS DES BEE ET CIBLE DES BEE DANS LE HD, MSFD ET ECAP

4 Le tableau 1 présente une comparaison des définitions de l'état de conservation/BEE (état) et des objectifs dans les contextes du DH de l'UE, de la MSFD et de l'EcAp/IMAP. Il est intéressant de noter que le DH se concentre sur les habitats et les espèces, alors que la MSFD se concentre sur l'ensemble de l'écosystème marin.

Tableau 1 - Comparaison des définitions de l'état de conservation/ BEE (état) et des objectifs dans les contextes du DH de l'UE, de la MSFD et de l'EcAp/IMAP de la C.-B.

État de conservation dans l'UE HD : définition de " état "	État de conservation d'une espèce dans l'UE HD : objectifs de l'"état".
<p>L'"état de conservation d'une espèce" est considéré comme "favorable" lorsque (article 1i) :</p> <ul style="list-style-type: none"> - les données relatives à la dynamique des populations de l'espèce concernée indiquent que celle-ci se maintient à long terme en tant que composante viable de ses habitats naturels, et que - l'aire de répartition naturelle de l'espèce n'est ni en cours de réduction ni susceptible de l'être dans un avenir prévisible, et - il existe, et continuera probablement d'exister, un habitat suffisamment grand pour maintenir ses populations à long terme. <p>L'état de conservation est défini comme suit :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Favorable (FV) décrit la situation dans laquelle on peut s'attendre à ce que les espèces prospèrent sans aucun changement dans la gestion ou les politiques existantes. FV est codé en VERT. - Défavorable-Inadéquat (U1) : décrit les situations où un changement dans la gestion ou la politique est nécessaire pour ramener l'espèce au statut FV, mais il n'y 	<ul style="list-style-type: none"> - Aire de référence favorable (FRR) : Aire de répartition dans laquelle toutes les variations écologiques significatives des espèces sont incluses pour une région biogéographique donnée et qui est suffisamment grande pour permettre la survie à long terme de l'espèce. - La valeur de référence favorable (FRV) doit être au moins l'aire de répartition (en taille et en configuration) lorsque la directive est entrée en vigueur ; si l'aire de répartition était insuffisante pour soutenir un statut favorable, la référence pour l'aire de répartition favorable doit en tenir compte et doit être plus grande (dans ce cas, les informations sur la répartition historique peuvent être jugées utiles pour définir l'aire de référence favorable) ; le "meilleur jugement d'expert" peut être utilisé pour la définir en l'absence de données. - Population de référence favorable (PRF) : Population d'une région biogéographique donnée considérée comme le minimum nécessaire pour assurer la viabilité à long terme de l'espèce ; la valeur de référence favorable doit être au moins égale à la taille de la population lors de l'entrée en vigueur de la directive ; des informations sur la distribution/population historique peuvent être utiles

<p>a pas de danger d'extinction dans un avenir prévisible. U1 est codé ORANGE.</p> <p>- Défavorable-Mauvais (U2) : concerne les espèces qui risquent sérieusement de s'éteindre (au moins au niveau régional). U2 est codé en ROUGE.</p> <p>- Classe inconnue (XX) qui peut être utilisée lorsque les informations disponibles sont insuffisantes pour permettre une évaluation. XX est codée en GRIS.</p>	<p>pour définir la population de référence favorable ; le "meilleur jugement d'expert" peut être utilisé pour la définir en l'absence d'autres données.</p>
<p>Bon état écologique dans l'UE MSFD : définition de "état".</p>	<p>Bon état écologique dans l'UE MSFD : objectifs "d'état".</p>
<p><i>L'article 3.5 stipule que " le "bon état écologique" [BEE] désigne l'état écologique des eaux marines lorsque celles-ci offrent des océans et des mers écologiquement diversifiés et dynamiques, qui sont propres, sains et productifs dans leurs conditions intrinsèques, et que l'utilisation du milieu marin se fait à un niveau durable, sauvegardant ainsi le potentiel d'utilisation et d'activités des générations actuelles et futures, c'est-à-dire :</i></p> <p><i>(a) la structure, les fonctions et les processus des écosystèmes marins constitutifs, ainsi que les facteurs physiographiques, géographiques, géologiques et climatiques associés, permettent à ces écosystèmes de fonctionner pleinement et de maintenir leur résilience face aux changements environnementaux induits par l'homme. Les espèces et les habitats marins sont protégés, le déclin de la biodiversité dû à l'homme est évité et les divers composants biologiques fonctionnent en équilibre ;</i></p> <p><i>b) les propriétés hydro-morphologiques, physiques et chimiques des écosystèmes, y compris celles qui résultent des activités humaines dans la zone concernée, soutiennent les écosystèmes comme décrit ci-dessus. Les apports anthropiques de substances et d'énergie, y compris le bruit, dans le milieu marin ne provoquent pas d'effets de pollution".</i></p> <p><i>Art. 10 : "[...] Lorsqu'ils définissent ces objectifs et indicateurs, les États membres tiennent compte de l'application continue des objectifs environnementaux pertinents existants fixés au niveau national, communautaire ou international pour les mêmes eaux, en veillant à ce que ces objectifs soient compatibles entre eux et à ce que les incidences transfrontières et les caractéristiques transfrontières pertinentes soient également prises en compte, dans la mesure du possible.</i></p>	<p>Descripteurs qualitatifs pertinents pour déterminer le BEE (MSFD Annexe I) :</p> <p>(1) La diversité biologique est maintenue. La qualité et l'occurrence des habitats ainsi que la répartition et l'abondance des espèces sont conformes aux conditions physiographiques, géographiques et climatiques dominantes. [D1]</p> <p>(4) Tous les éléments des réseaux trophiques marins, dans la mesure où ils sont connus, présentent une abondance et une diversité normales et des niveaux capables d'assurer l'abondance à long terme des espèces et le maintien de leur pleine capacité de reproduction. [D4]</p> <p>(8) Les concentrations de contaminants sont à des niveaux ne donnant pas lieu à des effets de pollution. [D8]</p> <p>(10) Les propriétés et les quantités de déchets marins ne causent pas de dommages à l'environnement côtier et marin. [D10]</p> <p>(11) L'introduction d'énergie, y compris le bruit sous-marin, est à des niveaux qui n'ont pas d'effets néfastes sur le milieu marin. [D11]</p> <p>Dans l'annexe III du MSFD, parmi les caractéristiques, pressions et impacts énumérés, on trouve les définitions pertinentes suivantes :</p> <p>Caractéristiques : "une description de la dynamique des populations, de l'aire de répartition naturelle et réelle et du statut des espèces de mammifères et de reptiles marins présentes dans la région ou sous-région marine".</p> <p>Pressions et impacts : "Perturbation biologique : [...] extraction sélective d'espèces, y compris les captures accidentelles non ciblées (par exemple, par la pêche commerciale et récréative)".</p>
<p>Bon état écologique dans la convention de Barcelone EcAp : "Définition de "état"</p>	<p>Bon état écologique dans l'EcAp de la convention de Barcelone :</p>
<p>L'objectif de l'EcAp est "Une Méditerranée saine avec des écosystèmes marins et côtiers productifs et biologiquement diversifiés au bénéfice des générations actuelles et futures".</p> <p>La vision écologique de l'EcAp :</p> <p>- Protéger, permettre la récupération et, lorsque cela est possible, restaurer la structure et la fonction des écosystèmes marins et côtiers, en protégeant également la biodiversité, afin d'atteindre et de maintenir un bon état écologique et de permettre leur utilisation durable.</p> <p>- Réduire la pollution dans l'environnement marin et côtier afin de minimiser les impacts et les risques pour la santé de l'homme et/ou de l'écosystème et/ou les utilisations de la mer et des côtes.</p>	<p>Objectif écologique 1 - Diversité biologique (OE1) : "La diversité biologique est maintenue ou renforcée. La qualité et l'occurrence des habitats côtiers et marins ainsi que la répartition et l'abondance des espèces côtières et marines sont conformes aux conditions physiographiques, hydrographiques, géographiques et climatiques dominantes". Le terme "maintenue" est essentiel et son état est déterminé par trois facteurs :</p> <p>i. Aucune perte supplémentaire de la diversité au sein des espèces, entre les espèces et des habitats/communautés et écosystèmes à des échelles écologiquement pertinentes.</p> <p>ii. Tous les attributs détériorés de la diversité biologique sont rétablis et maintenus aux niveaux cibles ou au-dessus, lorsque les conditions intrinsèques le permettent.</p> <p>iii. Lorsque l'utilisation du milieu marin est durable.</p>

<p>- Prévenir, réduire et gérer la vulnérabilité de la mer et des côtes aux risques induits par les activités humaines et les événements naturels.</p>	<p>L'objectif écologique 3 (OE3) - Récolte de poissons et de mollusques et crustacés exploités commercialement ("Les populations de certains poissons et mollusques et crustacés exploités commercialement se situent dans des limites biologiquement sûres et présentent une distribution de l'âge et de la taille de la population qui indique un stock sain") est pertinent pour les mammifères marins en raison de l'indicateur commun 12 : Prises accessoires d'espèces vulnérables et non ciblées (OE1 et OE3).</p> <p>Objectif écologique 4 (OE4) - Réseaux alimentaires marins : "Les altérations des composants des réseaux alimentaires marins causées par l'extraction des ressources ou les changements environnementaux induits par l'homme n'ont pas d'effets néfastes à long terme sur la dynamique des réseaux alimentaires et la viabilité associée". Dans cet OT, les mammifères marins sont pris en compte dans différents groupes fonctionnels.</p> <p>Objectif écologique 9 (OE9) - Pollution : "Les contaminants n'ont pas d'impact significatif sur les écosystèmes côtiers et marins et sur la santé humaine".</p> <p>Objectif écologique 10 (OE10) - Les déchets marins sont pertinents pour les mammifères marins en raison de l'indicateur candidat 24 (Tendances de la quantité de déchets ingérés par les organismes marins ou s'y enchevêtrant, en mettant l'accent sur certains mammifères, oiseaux marins et tortues marines).</p> <p>Objectif écologique 11 (OE11) - L'énergie, y compris le bruit sous-marin, est pertinente pour certaines espèces de cétacés en raison des deux indicateurs candidats 26 (proportion de jours et distribution géographique où les sons impulsifs de haute, basse et moyenne fréquence dépassent les niveaux susceptibles d'avoir un impact significatif sur les animaux marins) et 27 (niveaux de sons continus de basse fréquence avec l'utilisation de modèles, le cas échéant).</p>
--	---

Clé : EU HD= Directive européenne sur les habitats (Directive du Conseil 92/43/CEE). **Sources** : Directive Habitats (directive 92/43/CEE du Conseil) ; Evans & Arvela (2011) ; Décision (UE) 2017/848 de la Commission du 17 mai 2017 établissant les critères et les normes méthodologiques relatifs au bon état écologique des eaux marines ainsi que les spécifications et les méthodes normalisées de surveillance et d'évaluation et abrogeant la décision 2010/477/UE.

1.2.3 DÉFINITIONS DE L'ÉTAT DE CONSERVATION, DES VALEURS DE RÉFÉRENCE, DES SEUILS ET DES CIBLES DANS LE HD ET LE MSFD

5. Dans le contexte des discussions MSFD, il y a un effort continu pour rationaliser les définitions et les approches lors de la fixation des **points de référence** et des **seuils**, au sein et entre les descripteurs. En pratique, cela signifie des efforts pour maintenir la cohérence des approches en établissant des définitions claires. Il a été conclu que cela ne peut être réalisé qu'avec un engagement fort dans la coordination des efforts au niveau régional (*voir, par exemple, la discussion lors de l'atelier MSFD sur les questions transversales le 30 septembre 2020*) et en précisant plus clairement la terminologie officielle.

1.2.3.1 Contexte de la directive Habitats

6. En vertu de la DH de l'UE, chaque État membre peut établir ses propres définitions de l'état de conservation favorable, des points de référence et des seuils, qui s'appliquent ensuite dans ses eaux territoriales. Les définitions peuvent changer au fil du temps si une justification appropriée est fournie.

7. En ce qui concerne la distribution des espèces, les directives de l'art. 17 de la DH suggère que lors de l'estimation de ce qu'elles appellent **l'aire de référence favorable (FRR)** pour une espèce, les facteurs suivants devraient être pris en compte :

- L'aire de répartition actuelle.

- L'étendue potentielle de l'aire de répartition en tenant compte des conditions physiques et écologiques (telles que le climat, la géologie, le sol, l'altitude).
- L'aire de répartition historique et les causes de changement.
- Zone requise pour la viabilité du type d'habitat/de l'espèce, y compris la prise en compte des questions de connectivité et de migration.
- Variabilité, y compris la génétique.

8. En ce qui concerne l'abondance des espèces, il est suggéré, lors de la fixation de la **population de référence favorable (PRF)**, de garder à l'esprit les informations et paramètres de base suivants :

- Distribution et abondances historiques.
- Aire de répartition potentielle.
- Conditions biologiques et écologiques.
- Voies de migration et de dispersion.
- Flux génétique ou variation génétique, y compris les clines.
- La population doit être suffisamment importante pour s'adapter aux fluctuations naturelles et permettre une structure de population saine.

9. Pali Alexis et ses collègues observent qu'il existe deux approches pour fixer le PRF (DG Environnement, 2017) :

- Les méthodes fondées sur des modèles sont construites sur des considérations biologiques, telles que celles utilisées dans l'analyse de la viabilité de la population (AVP) ou sur d'autres estimations de la taille de la population minimale viable (PMV).
- Les approches basées sur des références qui sont fondées sur une base historique indicative correspondant à un bon état documenté (ou perçu par les scientifiques de la conservation) d'une espèce particulière ou restaurant une proportion des pertes historiques estimées.

10. La disponibilité et la qualité des données déterminent le choix de l'approche appropriée entre l'approche fondée sur la référence et l'approche fondée sur un modèle (DG Environnement, 2017).

11. Les données utilisées pour estimer la taille de la population peuvent être regroupées dans les catégories suivantes dans le rapport sur le DH (DG Environnement, 2017) :

- Enquête complète ou une estimation statistiquement robuste.
- Estimation basée sur des données partielles avec une certaine extrapolation et/ou modélisation.
- Estimation basée sur l'opinion d'un expert avec un échantillonnage minimal ou nul.
- Données absentes
- Population de viabilité minimale < PRF < population potentielle.

1.2.3.1.1 TENDANCES

12. Selon le DH, il est recommandé que la période pour la tendance à court terme soit de 12 ans (deux cycles de déclaration). La tendance à court terme doit être utilisée pour l'évaluation du statut. La direction de

la tendance à court terme peut être : i) stable ; ii) en augmentation ; iii) en diminution ; ou iv) inconnue. La variation en pourcentage sur la période considérée, si elle peut être quantifiée, doit être indiquée sous la forme d'un chiffre précis (par exemple 27 %) ou d'une fourchette (par exemple 20-30 %) (CTE/BD, 2011 ; DG Environnement, 2017). Il est recommandé d'évaluer la tendance à long terme sur une période de 24 ans (quatre cycles de déclaration).

1.2.3.1.2 CARTOGRAPHIE

13. Pour la cartographie, il est conseillé d'utiliser le CTE/DB à 10 x 10 km pour la visualisation, la grille ETRS 89 LAEA ; permettant de soumettre des cartes de 50 x 50 km pour des cas exceptionnels comme, par exemple, des cétacés à grande distance mais pauvres en données. En ce sens, il est conseillé de garder cela à l'esprit lors de la définition des échelles de suivi, afin d'éviter à moyen terme trop de cellules vides.

1.2.3.1.2 MATRICE D'ÉVALUATION ET DÉFINITION DES OBJECTIFS DE CONSERVATION

14. Le tableau 2 (**matrice d'évaluation du DH**) est une version modifiée du tableau 3 de Palialexis et al. 2019. Il résume toutes les définitions pertinentes des seuils de référence de l'état de conservation du HD.

Table 2 - HD evaluation matrix of Conservation Status of species (*modified*)

<i>Paramètres de l'espèce</i>	Favorable ("vert")	Défavorable - Inadéquat ("orange")	Défavorable - Mauvais ("rouge")	Inconnu
Portée (dans la région biogéographique concernée)	Stable (perte et expansion en équilibre) ou en augmentation ET pas < "plage de référence favorable" .	Toute autre combinaison.	Forte baisse : = à une perte de > 1% par an dans la période spécifiée par l'EM OU > 10% < gamme de référence favorable.	Les informations fiables disponibles pour l'évaluer sont inexistantes ou insuffisantes.
Population	Population(s) non < "population de référence favorable" . ET reproduction, mortalité et structure d'âge ne s'écartant pas de la normale (si les données sont disponibles).	[Déclin modéré = à une perte de moins de 1 % par an et ≤ "population de référence favorable" ; OU un déclin important = à une perte > à 1 % par an et ≥ 'population de référence favorable' ; OU la taille de la population est < à 25 % en dessous de la population de référence favorable ; OU une structure par âge quelque peu différente de celle d'une population naturelle et autonome].	Forte baisse : = à une perte de > 1% par an (valeur indicative dont l'EM peut s'écarter si elle est dûment justifiée) au cours de la période spécifiée par l'EM. ET < "population de référence favorable". OU > 25% < population de référence favorable OU reproduction, mortalité et structure d'âge s'écartant fortement de la normale..	Les informations fiables disponibles pour l'évaluer sont inexistantes ou insuffisantes.
Habitat de l'espèce	La superficie de l'habitat est suffisamment grande (et stable ou en augmentation) ET la qualité de l'habitat convient à la survie à long terme de l'espèce.	Toute autre combinaison.	La superficie de l'habitat n'est manifestement pas suffisante pour assurer la survie à long terme de l'espèce. OU La qualité de l'habitat est mauvaise, ne permettant manifestement pas la survie à long terme de l'espèce.	Les informations fiables disponibles pour l'évaluer sont inexistantes ou insuffisantes.
Perspectives d'avenir (en ce qui concerne la population, l'aire de répartition et la disponibilité de	Les principales pressions et menaces pesant sur l'espèce ne sont pas significatives ; l'espèce restera viable à long terme.	Toute autre combinaison.	influence sévère des pressions et des menaces sur l'espèce ; très mauvaises perspectives pour son avenir, viabilité à long terme en danger.	Les informations fiables disponibles pour l'évaluer sont inexistantes ou insuffisantes.

l'habitat)				
Évaluation globale de la SC	Tous "verts" OU trois "verts" ET un "inconnu".	Un ou plusieurs "orange" mais pas de "rouge" .	Un ou plusieurs "roule BEE".	Deux ou plusieurs "inconnus" combinés avec du vert OU tous "inconnus".
<i>Source: Modifié à partir du tableau 3 de Palialexis et al. 2019 sur les définitions des paramètres du DH et liste des valeurs seuils fixées pour l'identification de l'état de conservation de chaque paramètre.</i>				

15. Lorsque l'on discute des **valeurs de référence**, il faut envisager :

- utiliser des conditions de référence/état de référence (sur la base des conditions actuelles des sites considérés comme étant dans un état de référence, des données historiques ou de la modélisation) ;
- l'utilisation d'une condition de référence établie à une date précise dans le passé (c'est-à-dire l'entrée en vigueur du DH) ;
- l'utilisation d'un état de référence défini comme état "actuel".

16. Pour les **objectifs** :

- utilisation d'objectifs directionnels/tendanciels (soit purement une direction de changement, soit incorporant un taux de changement souhaité par rapport à une ligne de base) ;
- utilisation de la valeur de référence comme cible ;
- utilisation de l'écart (en termes de valeur absolue ou de pourcentage de changement) par rapport à une ligne de base donnée spécifiée ;
- l'utilisation de limites ou de seuils (par rapport à une ligne de base spécifiée).

17. Il existe plusieurs façons de fixer des objectifs de conservation qui sont en cours de discussion/considération. Par exemple, la modélisation de la capacité de charge, basée sur les paramètres du cycle biologique, et la fixation d'un objectif sous forme d'écart par rapport à cette capacité de charge totale pour permettre la "durabilité" (par exemple, 80%). La CBI utilise cette méthode pour gérer durablement la chasse à la baleine par les autochtones ou pour fixer des niveaux de pression en fonction des écarts convenus par rapport à la capacité de charge modélisée (par exemple, l'EcoQO du marsouin commun qui fixe une limite de 1,7 % pour les prélèvements anthropiques (y compris les prises accessoires) afin de maintenir une population cible d'au moins 80 % de la capacité de charge).

1.2.3.2 Indicateurs pertinents (c-à-d. critères) dans le contexte du MSFD

18. Dans le tableau 3 sont présentés des extraits de texte sur les critères pertinents pour les mammifères marins provenant des " Critères et normes méthodologiques, spécifications et méthodes normalisées pour la surveillance et l'évaluation des caractéristiques essentielles et de l'état écologique actuel des eaux marines en vertu de l'article 8, paragraphe 1, point a), de la directive 2008/56/CE " (Décision de la Commission (UE) 2017/84).

Tableau 3 - Extrait sur les critères pertinents pour les mammifères marins de la décision de la Commission (UE) 2017/848.

Éléments de critères	Critères	Normes méthodologiques
<i>Les espèces de mammifères qui sont menacées par les captures accidentelles dans la région ou la sous-région.</i>	D1C1 - Primaire : le taux de mortalité par espèce résultant des captures accidentelles est inférieur aux niveaux qui menacent l'espèce, de sorte que sa viabilité à long terme est assurée. Les États membres établissent les valeurs seuils du taux de mortalité dû aux prises accessoires accidentelles par espèce, dans le cadre d'une coopération régionale ou sous-régionale.	<i>Échelle d'évaluation</i> : Comme celle utilisée pour l'évaluation des espèces ou groupes d'espèces correspondants selon les critères D1C2-D1C5. <i>Utilisation des critères</i> :

<p><i>Les États membres établissent cette liste d'espèces dans le cadre d'une coopération régionale ou sous-régionale.</i></p>	<p>Note : Pour D1C1, les données sont fournies par espèce et par métier de pêche pour chaque zone CIEM ou sous-zone géographique de la CGPM ou zones de pêche de la FAO pour la région biogéographique macronésienne, afin de permettre leur agrégation à l'échelle pertinente pour les espèces concernées et d'identifier les pêcheries et les engins de pêche particuliers qui contribuent le plus aux captures accidentelles pour chaque espèce.</p> <p>Références à :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Article 25, paragraphe 5, du règlement (UE) n° 1380/2013. - Tableau 1D de l'annexe de la décision d'exécution (UE) 2016/1251 de la Commission. - Règlement (CE) n° 199/2008 	<p>La mesure dans laquelle le bon état écologique a été atteint est exprimée pour chaque zone évaluée de la manière suivante :</p> <ul style="list-style-type: none"> - le taux de mortalité par espèce et si celui-ci a atteint la valeur seuil fixée. <p>Ce critère contribue à l'évaluation des espèces correspondantes selon le critère D1C2.</p>
<p>Groupes d'espèces, tels qu'énumérés au tableau 1 et s'ils sont présents dans la région ou la sous-région.</p> <p>Les États membres établissent un ensemble d'espèces représentatives de chaque groupe d'espèces, sélectionnées selon les critères établis dans le cadre des "spécifications pour la sélection des espèces et des habitats", par le biais d'une coopération régionale ou sous-régionale. Ces espèces comprennent les mammifères et les reptiles énumérés à l'annexe II de la directive 92/43/CEE et peuvent inclure toute autre espèce, telle que celles énumérées dans la législation de l'Union (autres annexes de la directive 92/43/CEE, directive 2009/147/CE ou par le biais du règlement (UE) n° 1380/2013) et les accords internationaux tels que les conventions sur la mer régionale.</p>	<p>D1C2 - Primaire :</p> <ul style="list-style-type: none"> - L'abondance de la population de l'espèce n'est pas affectée par des pressions anthropiques, de sorte que sa viabilité à long terme est assurée. <p>Les États membres établissent des valeurs seuils pour chaque espèce par le biais d'une coopération régionale ou sous-régionale, en tenant compte de la variation naturelle de la taille de la population et des taux de mortalité dérivés de D1C1, D8C4 et D10C4 et d'autres pressions pertinentes.</p> <p><i>Pour les espèces couvertes par la directive 92/43/CEE, ces valeurs sont compatibles avec les valeurs de la population de référence favorable établies par les États membres concernés en vertu de la directive 92/43/CEE.</i></p> <p>D1C3 - Secondaire pour les mammifères marins :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Les caractéristiques démographiques de la population (par exemple, la taille du corps ou la structure des classes d'âge, le rapport des sexes, la fécondité et les taux de survie) de l'espèce sont <i>indicatives d'une population saine qui n'est pas affectée négativement par les pressions anthropiques.</i> <p><i>Les États membres établissent des valeurs seuils pour les caractéristiques spécifiées de chaque espèce dans le cadre d'une coopération régionale ou sous-régionale, en tenant compte des effets néfastes sur leur santé découlant de D8C2, D8C4 et d'autres pressions pertinentes.</i></p> <p>D1C4 - Primaire pour les espèces couvertes par les annexes II [c'est-à-dire les grands dauphins, les marsouins communs, les phoques moines], IV [tous les cétacés] ou V de la directive 92/43/CEE et secondaire pour les autres espèces :</p> <ul style="list-style-type: none"> - <i>L'aire de répartition de l'espèce et, le cas échéant, son mode de répartition sont conformes aux conditions physiographiques, géographiques et climatiques dominantes.</i> <p><i>Les États membres établissent des valeurs seuils pour chaque espèce dans le cadre d'une coopération régionale ou sous-régionale. Pour les espèces couvertes par la directive 92/43/CEE, ces valeurs sont compatibles avec les valeurs de l'aire de référence</i></p>	<p>(a) <i>Échelle d'évaluation :</i> Des échelles écologiquement pertinentes pour chaque groupe d'espèces sont utilisées, comme suit :</p> <ul style="list-style-type: none"> - pour les cétacés à dents des eaux profondes, les baleines à fanons : région, - pour les petits cétacés à dents : sous-région de la mer Méditerranée, - pour les phoques : sous-région de la mer Méditerranée. <p><i>Utilisation des critères :</i> Le statut de chaque espèce est évalué individuellement, sur la base des critères choisis pour être utilisés, et ceux-ci sont utilisés pour exprimer la mesure dans laquelle un bon statut environnemental a été atteint pour chaque groupe d'espèces dans chaque zone évaluée, comme suit :</p> <ul style="list-style-type: none"> (a) les évaluations expriment la ou les valeurs de chaque critère utilisé par espèce et indiquent si elles atteignent les valeurs seuils fixées ; (b) la situation globale des espèces couvertes par la directive 92/43/CEE est calculée selon la méthode prévue par ladite directive. L'état général des espèces faisant l'objet d'une exploitation commerciale est évalué conformément au descripteur 3. Pour les autres espèces, la situation globale est déterminée selon une méthode convenue au niveau de l'Union, en tenant compte des spécificités régionales ou sous-régionales ; c) la situation générale du groupe d'espèces, selon une méthode convenue au niveau de l'Union, en tenant compte des spécificités

	<p><i>favorable établies par les États membres concernés en vertu de la directive 92/43/CEE.</i></p> <p>D1C5 - Primaire pour les espèces couvertes par les annexes II [c'est-à-dire les grands dauphins, les marsouins communs, les phoques moines], IV et V de la directive 92/43/CEE et secondaire pour les autres espèces :</p> <p>- L'habitat de l'espèce a l'étendue et la condition nécessaires pour permettre les différentes étapes du cycle de vie de l'espèce.</p>	<p>régionales ou sous-régionales.</p>
Éléments de critères	Critères	Normes méthodologiques
<p>Les déchets et micro-déchets classés dans les catégories "matériaux polymères artificiels" et "autres", évalués chez toute espèce des groupes suivants : oiseaux, mammifères, reptiles, poissons ou invertébrés. Les États membres établissent cette liste d'espèces à évaluer dans le cadre d'une coopération régionale ou sous-régionale.</p>	<p>D10C3 - Secondaire :</p> <p>- La quantité de déchets et de micro-déchets ingérés par les animaux marins se situe à un niveau qui ne nuit pas à la santé des espèces concernées.</p> <p>Les États membres établissent des valeurs seuils pour ces niveaux par le biais d'une coopération régionale ou sous-régionale.</p>	<p>L'utilisation des critères D10C1, D10C2 et D10C3 dans l'évaluation globale du bon état écologique pour le descripteur 10 est convenue au niveau de l'Union. Les résultats du critère D10C3 contribuent également aux évaluations du descripteur 1, le cas échéant.</p>
Éléments de critères	Critères	Normes méthodologiques
<p>Les espèces d'oiseaux, de mammifères, de reptiles, de poissons ou d'invertébrés qui sont menacées par les déchets</p> <p>Les États membres établissent cette liste d'espèces à évaluer dans le cadre d'une coopération régionale ou sous-régionale.</p>	<p>D10C4 - Secondaire:</p> <ul style="list-style-type: none"> Le nombre d'individus de chaque espèce qui subissent des effets néfastes dus aux déchets, tels que l'enchevêtrement, d'autres types de blessures ou de mortalité, ou des effets sur la santé. Les États membres établissent des valeurs seuils pour les effets néfastes des déchets, dans le cadre d'une coopération régionale ou sous-régionale. 	<p><i>Échelle d'évaluation :</i> Comme celle utilisée pour l'évaluation du groupe d'espèces sous le Descripteur 1.</p> <p><i>Utilisation des critères :</i></p> <p>La mesure dans laquelle le bon état écologique a été atteint est exprimée pour chaque zone évaluée de la manière suivante : - pour chaque espèce évaluée selon le critère D10C4, une estimation du nombre d'individus de la zone évaluée qui ont été affectés négativement.</p> <p>L'utilisation du critère D10C4 dans l'évaluation globale du bon état écologique pour le descripteur 10 est convenue au niveau de l'Union. Les résultats de ce critère contribuent également aux évaluations du descripteur 1, le cas échéant.</p>
<p>Le son impulsif anthropique dans l'eau.</p>	<p>D11C1 - Primaire :</p> <p>- La répartition spatiale, l'étendue temporelle et les niveaux des sources sonores impulsives anthropiques ne dépassent pas les niveaux qui nuisent aux populations d'animaux marins.</p> <p><i>Les États membres établissent des valeurs seuils pour ces niveaux par une coopération au niveau de l'Union, en tenant compte des spécificités régionales ou sous-régionales.</i></p>	<p><i>Échelle d'évaluation :</i> Région, sous-région ou subdivisions.</p> <p><i>Utilisation des critères :</i></p> <p>La mesure dans laquelle le bon état écologique a été atteint est exprimée pour chaque zone évaluée de la manière suivante : (a) pour le critère D11C1, la durée par année civile des sources de bruit impulsif,</p>

<p>Son continu basse fréquence d'origine anthropique dans l'eau.</p>	<p>D11C2 - Primaire : - La répartition spatiale, l'étendue temporelle et les niveaux des sons continus basse fréquence d'origine anthropique ne dépassent pas les niveaux qui nuisent aux populations d'animaux marins. Les États membres établissent des valeurs seuils pour ces niveaux par une coopération au niveau de l'Union, en tenant compte des spécificités régionales ou sous-régionales.</p>	<p>leur répartition dans l'année et dans l'espace au sein de la zone d'évaluation, et si les valeurs seuils fixées ont été atteintes ; (b) pour le critère D11C2, la moyenne annuelle du niveau sonore, ou toute autre mesure temporelle appropriée convenue au niveau régional ou sous-régional, par unité de surface et sa répartition spatiale au sein de la zone d'évaluation, et l'étendue (% , km²) de la zone d'évaluation sur laquelle les valeurs seuils fixées ont été atteintes. L'utilisation des critères D11C1 et D11C2 dans l'évaluation du bon état écologique pour le descripteur 11 est convenue au niveau de l'Union. Les résultats de ces critères contribuent également aux évaluations au titre du descripteur 1.</p>
Groupes d'espèces		
<p><i>Composante de l'écosystème</i></p>	<p><i>Groupes d'espèces</i></p>	
<p>Mammifères</p>	<p>Cétacés à petites dents Cétacés à dents plongeant en profondeur Baleines à fanons Phoques</p>	
<p>Spécifications et méthodes standardisées de suivi et d'évaluation relatives au thème "Groupes d'espèces d'oiseaux, de mammifères, de reptiles, de poissons et de céphalopodes marins". 1. Les espèces peuvent être évaluées au niveau de la population, le cas échéant. 2. Dans la mesure du possible, les évaluations réalisées au titre de la directive 92/43/CEE, de la directive 2009/147/CE et du règlement (UE) n° 1380/2013 sont utilisées aux fins de la présente décision : [...] b) pour les mammifères, les reptiles et les poissons non commerciaux, les critères sont équivalents à ceux utilisés au titre de la directive 92/43/CEE, comme suit : D1C2 et D1C3 équivalent à "population", D1C4 équivalent à "aire de répartition" et D1C5 équivalent à "habitat de l'espèce" ; 3. Les évaluations des effets négatifs des pressions au titre des critères D1C1, D2C3, D3C1, D8C2, D8C4 et D10C4, ainsi que les évaluations des pressions au titre des critères D9C1, D10C3, D11C1 et D11C2, sont prises en compte dans les évaluations des espèces au titre du descripteur 1. Unités de mesure pour les critères : - D1C2 : abondance (nombre d'individus ou biomasse en tonnes (t)) par espèce.</p>		

1.2.3.3 Définitions des points de référence et des seuils dans le contexte des discussions régionales (c.à.d OSPAR, HELCOM, HD) et de la mise en œuvre nationale

19. Les tableaux suivants (Tableau 4, 5 et 6) résument les informations pertinentes sur les définitions des points de référence et des seuils des critères dans le contexte des discussions régionales (c'est-à-dire OSPAR et HELCOM), du DH et de la mise en œuvre nationale. En particulier, ils fournissent un aperçu des différentes approches adoptées dans différents contextes. La prospective nationale est présentée pour certains des pays méditerranéens de l'UE et représente des exemples de décisions prises par ces pays uniquement.

Tableau 4 - Définitions des points de référence des critères et des seuils dans le contexte des discussions régionales (c'est-à-dire OSPAR, HELCOM, HD)

Critère	Valeurs de référence/de base	Seuils
<p>HELCOM C2.1 Tendances de la population et abondance des phoques (zones de refuge)</p>	<p>Niveau de référence limite (NRL) : au moins 10 000 individus.</p>	<p>Le BEE est atteint pour chaque espèce, lorsque : i) l'abondance des phoques dans chaque unité de la gestion a atteint un NRL d'au moins 10 000 individus pour assurer la viabilité à long terme ; et ii) le taux de croissance spécifique à l'espèce est atteint, indiquant que l'abondance n'est pas affectée par de graves pressions anthropiques (HELCOM, 2018b).</p> <p>L'aspect du taux de croissance de la valeur seuil est évalué séparément pour les populations au niveau de référence cible (NRC ; qui est une population proche de la capacité de charge) et en dessous (HELCOM, 2018b) :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Pour les populations au NRC, le bon état est défini comme suit : " Aucun déclin de la taille de la population ou de la production de petits dépassant 10 % n'est survenu sur une période allant jusqu'à 10 ans ". - Pour les populations en dessous du T NRC, le bon état est défini comme étant de 3 % inférieur au taux d'accroissement maximal pour les espèces de phoques, c'est-à-dire un taux d'accroissement annuel de 7 % pour les phoques gris et les phoques annelés et de 9 % pour les phoques communs. Pour obtenir un bon statut, il faut un soutien statistique de 80 % pour une valeur égale ou supérieure au seuil.
<p>HELCOM C4.1 Répartition des phoques de la Baltique</p>		<p>Le BEE est atteint lorsque les valeurs seuils de tous les paramètres considérés sont atteintes (HELCOM, 2018g) : 1) les distributions de phoques sont proches des conditions vierges (par exemple, il y a 100 ans) ; 2) ou, le cas échéant, lorsque tous les sites d'échouerie actuellement disponibles sont occupés (référence moderne) ; et 3) lorsqu'aucune diminution de la zone d'occupation ne se produit.</p>
<p>OSPAR C2.2 Abondance du phoque commun et du phoque gris</p>	<p>Ligne de base continue (taille de la population de l'évaluation semestrielle actuelle par rapport à l'évaluation semestrielle précédente) et ligne de base historique fixe.</p> <p>Ligne de base historique en 1992 ou la valeur la plus proche => année d'entrée en vigueur du DH.</p>	<p>Valeur d'évaluation 1 : Aucun déclin de l'abondance des phoques de > 1 % par an au cours de la période de six ans précédente (soit un déclin d'environ 6 % sur six ans).</p> <p>Valeur d'évaluation 2 : Aucune diminution de l'abondance des phoques de plus de 25 % depuis la ligne de base fixe de 1992 (ou la valeur la plus proche).</p> <p>Les 25 % choisis pour la deuxième valeur d'évaluation correspondent actuellement à environ 1 % par an depuis 1992.</p> <p>Tendance à long terme de l'abondance des phoques (Δbaseline) calculée au moyen de modèles linéaires généralisés (GLM) ou de modèles additifs généralisés (GAM).</p> <p>Δabundance = $(B-A/A) \times 100$; où A est le nombre ajusté par le modèle au cours de l'année de référence et B est le nombre ajusté par le modèle au cours de l'année d'enquête la plus récente (OSPAR, 2018b). Intervalles de confiance à 80 %.</p>

HD Gamme et modèle de distribution des phoques	<p>Aire de référence favorable (CTE/BD, 2011) : Aire dans laquelle toutes les variations écologiques significatives de l'habitat/espèce sont incluses pour une région biogéographique donnée et qui est suffisamment large pour permettre la survie à long terme de l'habitat/espèce.</p>	<p>Valeur de référence favorable : au moins l'aire de répartition (en taille et en configuration) lorsque la directive est entrée en vigueur (1992). Si l'aire de répartition est insuffisante pour soutenir un statut favorable : plus grande (dans ce cas, les informations sur la répartition historique peuvent être utiles pour définir l'aire de référence favorable).</p> <p>Les changements dans le schéma de distribution correspondent au pourcentage de changement dans l'occupation entre deux périodes pour une unité spatiale donnée : $\Delta distribution = ((B/N) - (A/N)) \times 100$; où A est le nombre d'unités spatiales (par exemple, sous-zones, cellules de grille) dans une unité d'évaluation (UA) occupées par des phoques pendant la période de référence A ; B est le nombre d'unités occupées dans une période ultérieure B, et N est le nombre total d'unités spatiales dans l'UA. Pour la présente évaluation, la période A est 2003-2008 et la période B est 2009-2014.</p> <p>L'indice de changement d'occupation décrit le changement global de la distribution saisonnière des phoques entre les sous-zones ou les cellules de grille au fil du temps : $Shift = 2(A\&B)/(A+B)$; où A est le nombre d'unités spatiales (ex, sous-zones, cellules de grille) occupées par des phoques au cours de la période de référence A ; B est le nombre d'unités occupées dans une période ultérieure ; A&B est le nombre d'unités identiques occupées dans les deux périodes. Pour la présente évaluation, la période A est 2003-2008 et la période B est 2009-2014. La valeur de l'indice de déplacement est comprise entre 0 et 1 : une valeur de 0 indique qu'il y a eu un déplacement complet des unités spatiales occupées ; une valeur de 1 indique qu'il n'y a pas eu de déplacement.</p>
Critère	Valeurs de référence/de base	Seuils
Production de bébés phoques gris OSPAR	<p>Lignes de base (OSPAR, 2018d) : Une année de référence fixe (1992) est utilisée.</p> <p>Une valeur d'évaluation basée sur le taux à court terme a également été adoptée, qui utilise une ligne de base continue (Méthode 1 ; OSPAR, 2012).</p>	<p>L'utilisation des deux types de ligne de base et des valeurs d'évaluation associées vise à fournir un indicateur qui mettrait en garde à la fois contre un déclin lent mais régulier à long terme (le problème des " lignes de base changeantes " associé au fait de ne disposer que d'une ligne de base continue) et contre une récupération suivie d'un déclin ultérieur (potentiellement manqué avec une ligne de base fixe fixée en dessous des conditions de référence) (OSPAR, 2018d).</p> <p>Les valeurs d'évaluation des indicateurs ont été fixées en tant qu'écart en pourcentage par rapport à la valeur de référence (Méthode 3 ; OSPAR, 2012).</p> <p>Associées à ces valeurs de référence, deux valeurs d'évaluation ont été utilisées pour évaluer la production de petits phoques gris dans chaque UA :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Valeur d'évaluation 1 : Pas de déclin de la production de petits phoques gris de >1% par an au cours de la période de six ans précédente (un déclin d'environ 6% sur six ans). - Valeur d'évaluation 2 : Aucune diminution de la production de petits phoques gris de plus de 25 % depuis la base de référence fixée en 1992 (ou l'année la plus proche). <p>Le changement en pourcentage du nombre de petits depuis l'année de référence (équation 2 ; $\Delta abundance$) et les intervalles de confiance à 80 % sont calculés à partir des valeurs ajustées. Bien qu'aucun test d'hypothèse formel n'ait été effectué, des intervalles de confiance à 80 % ont été calculés pour refléter le choix de fixer le niveau de signification, α, égal à 0,20 ou 20 %.</p> <p>Calcul de la tendance à long terme de l'abondance : $\Delta abundance = (B - A/A) \times 100$</p>
Abondance et distribution OSPAR des		<p>En baisse: une tendance à la baisse de $\geq 5\%$ sur dix ans (niveau de signification $p < 0,05$). En augmentation : une tendance à la hausse de $\geq 5\%$ sur dix ans (niveau de signification $p < 0,05$).</p>

grands dauphins côtiers		Stable : changements de population de <5% sur dix ans. Le chiffre de 5% est dérivé du critère de l'UICN pour détecter un déclin de 30% sur trois générations pour une espèce (Vulnérable).
Abondance et distribution des cétacés dans la zone OSPAR	Distribution de l'espèce : - Modèles de surface de densité si des données suffisantes sont disponibles à partir d'enquêtes à grande échelle conçues à cet effet. - Les cartes d'observations fournissent des informations sur la distribution comme alternative.	En baisse : tendance à la diminution de $\geq 5\%$ sur dix ans (niveau de signification $p < 0,05$). Augmentation : tendance à l'augmentation de $\geq 5\%$ sur dix ans (niveau de signification $p < 0,05$). Stable : changements de population de <5% sur dix ans. Analyse de puissance : sur au moins trois points de données. Les données ont une puissance de 80% (le niveau acceptable conventionnel) pour détecter un taux de changement annuel, à un niveau de signification (valeur p) de 0,05, de 1,5% pour le marsouin commun, 2,5% pour le dauphin à bec blanc et 0,5% pour le petit rorqual. La puissance de détection des tendances pourrait être améliorée en augmentant la fréquence des enquêtes à grande échelle.
HELCOM Statut reproductif des phoques		Le bon état est atteint lorsque le taux de reproduction annuel (c'est-à-dire la proportion de femelles enceintes/présentant des signes de grossesse post-partum par an) est d'au moins 90 % pour les phoques communs de cinq ans et plus, et les phoques gris et annelés de six ans et plus (HELCOM 2018f). Un taux de reproduction de 90 % est défini comme le seuil pour chacun de ces paramètres, car cela indique une augmentation des populations .

Source: Palialexis et al. 2019.

Tableau 5 - Évaluation intermédiaire OSPAR (2017) sur les cétacés

Échelle d'évaluation	Méthodes de suivi	Seuils	Pressions/seuils
Atlantique NE (englobant la mer du Nord/zone OSPAR II et les mers celtiques/zone OSPAR III)	Surveillance régulière de l'abondance et de la répartition.	- « croissant » signifie une tendance à l'augmentation de $\geq 5\%$ sur 10 ans (niveaux de signification, valeur p, de 0,05). - "stable" signifie des changements de population de < 5% sur 10 ans, et - "déclin" signifie une tendance à la baisse de $\geq 5\%$ sur 10 ans (niveaux de signification, valeur p, de 0,05).	- La principale cause de mortalité d'origine humaine est la prise accidentelle. - Prises accidentelles de marsouins communs : données provenant des évaluations du CIEM sur les prises accidentelles en mer du Nord et en mer Celtique par rapport à la meilleure estimation de la population pour ces zones en utilisant deux seuils : 1% et 1,7%. (ASCOBANS s'est mis d'accord sur 1 % de mortalité par prise accidentelle et 1,7 % de mortalité anthropique totale).

Source: ICES WKDIVAGG REPORT 2018, ICES CM 2018/ACOM:47, Report of the Workshop on MSFD biodiversity of species D1 aggregation.

Tableau 6 - Extrait du tableau 3. Indicateurs de cétacés actuellement employés par les Parties contractantes dans la région OSPAR en août 2019. Dans ACCOBAMS-MOP7/2019/Inf 47. 2019. RAPPORT DU GROUPE DE TRAVAIL CONJOINT ACCOBAMS/ASCOBANS SUR LA DIRECTIVE CADRE STRATÉGIE MARINE (MSFD).

France ¹			
Critères MSFD	Indicateurs proposés	Espèces	Valeur d'évaluation/valeur seuil/cible
<i>DICI</i>	<i>Indicateur commun OSPAR M6 : Taux de mortalité accidentelle (données d'observation des</i>	Marsouin commun	Cet indicateur commun n'a actuellement pas de valeur d'évaluation. Elle sera décidée par OSPAR en 2019/2020.

	<i>prises accessoires)</i>		
	<i>Indicateur national : Taux de mortalité des prises accidentelles (données sur les échouale BEE)</i>	Dauphin commun Marsouin commun	
DIC2	<i>Indicateur commun OSPAR M4 : Abondance des cétacés</i>	Marsouin commun Grand dauphin Dauphin à bec blanc Baleine de Minke	Aucune valeur d'évaluation n'a été appliquée dans cette évaluation. Pour une évaluation des tendances : un déclin significatif signifie une tendance à la baisse de $\geq 5\%$ sur 10 ans (niveau de signification $p < 0,05$) ; une augmentation significative signifie une tendance à la hausse de $\geq 5\%$ sur 10 ans (niveau de signification $p < 0,05$) ; stable signifie des changements de population de $< 5\%$ sur 10 ans.
	<i>Indicateur national : Tendances dans l'abondance relative des cétacés</i>	Dauphin commun Dauphin rayé Grand dauphin Baleine pilote Dauphin de Risso Petit rorqual	
DIC3	<i>Indicateur national : Réurrence d'événements inhabituels liés à la mortalité</i>	Dauphin commun Marsouin commun Dauphin rayé	
DIC4	<i>Indicateur national : Évolution de l'occupation des cétacés</i>	Dauphin commun Dauphin rayé Grand dauphin Baleine pilote Dauphin de Risso Petit rorqual Rorqual commun	
Espagne ⁶			
Critères MSFD	Indicateurs proposés	Espèces	Valeur d'évaluation/valeur seuil/cible
MT-tam DI.2.1	<i>Indicateur national : Taille de la population (Abondance, nombre d'individus)</i>	Marsouin commun Dauphin commun Grand dauphin Rorqual commun de l'Atlantique	Maintenir ou rétablir l'équilibre naturel des populations d'espèces clés pour l'écosystème.
MT-dist DI.1.1 DI.1.2	<i>Indicateur national : Étendue et mode de répartition des populations</i>	Marsouin commun Dauphin commun Grand dauphin Rorqual commun de l'Atlantique	L'aire de répartition de l'espèce et, le cas échéant, son profil sont conformes aux conditions physiographiques, géographiques et climatiques dominantes.
MT-dem DI.3.1	<i>Indicateur national : Caractéristiques démographiques de la population (taux de mortalité) (Paramètres nécessaires à l'analyse : taille de la population, mortalité causée par ces pressions. Autres (taux de natalité, taux de survie / mortalité, etc.))</i>	Toutes les espèces de cétacés	Réduction des principales causes de mortalité et diminution des populations de groupes d'espèces non commerciales au sommet de la chaîne alimentaire (mammifères marins, reptiles, oiseaux, élastomobranches marins, pélagiques et démersaux), telles que les captures accidentelles, les collisions de bateaux, l'ingestion de déchets marins, les prédateurs terrestres introduits, la pollution, la destruction des habitats et la surpêche.

20 France La France a plus récemment accepté les descriptions suivantes en relation avec le critère D1C1 (Spitz et al. 2018). Pour chaque espèce, ils utilisent deux approches (comme dans les tableaux précédents) :

1. Estimation du nombre d'individus morts par capture accidentelle à l'aide d'un modèle de dérive appliqué aux individus échoués.
2. Estimation du taux annuel de capture accidentelle (nombre total d'individus capturés accidentellement divisé par l'abondance totale de l'espèce) par le biais d'une évaluation du risque de capture accidentelle (voir ci-dessous).

21. Les valeurs seuils de référence sont fixées comme suit :

- Taux de mortalité des captures accessoires inférieur à 1,7 % de l'abondance avec une probabilité > 80 % ; et
- intervalle de confiance de 80 % du taux moyen de mortalité par capture accessoire inférieur à 1,7 %.

1.2.3.3.1 CRITÈRE D1C1 SUR LES PRISES ACCIDENTELLES ET LES MÉTHODES DISPONIBLES POUR ESTIMER LES SEUILS MAXIMAUX DE PRISES ACCIDENTELLES POUR LES ESPÈCES DE CÉTACÉS CAPTURÉES ACCIDENTELLEMENT

22. Le critère D1C1 de la MSFD, qui évalue que "le taux de mortalité par espèce dû aux prises accessoires accidentelles est inférieur aux niveaux qui menacent l'espèce, de sorte que sa viabilité à long terme est assurée", est bien développé, au moins pour les espèces de cétacés. Pour ces espèces, un cadre largement recommandé existe, et il est bien défini également pour les situations pauvres en données (par exemple, FAO 2018 et STEFC 2019). Cette approche couvre les aspects de surveillance, d'évaluation et d'atténuation et elle est basée sur des données directes (données d'observateurs indépendants), et non sur des entretiens ou des auto-évaluations (données indirectes). Ces dernières **ne permettront jamais d'évaluer l'impact** réel de la mortalité induite par la pêche au niveau d'une population.

23. Dans un contexte pauvre en données, une évaluation de base du **risque de prises accidentelles (BRA)** peut être appliquée pour évaluer l'impact des prises accidentelles sur les espèces concernées. Il s'agit d'une approche proposée par le groupe de travail sur les prises accessoires d'espèces protégées (WGBYC) du Conseil international pour l'exploitation de la mer (CIEM) et développée lors de l'atelier sur les prises accessoires de cétacés et d'autres espèces protégées (WKRev812 ; CIEM 2013). L'idée essentielle d'une BRA est d'utiliser une estimation de l'effort de pêche total pour les pêcheries concernées dans une région spécifique, en combinaison avec une certaine estimation des taux de prises accessoires probables ou possibles qui s'appliquent aux espèces concernées. Cela permet d'évaluer si les prises accessoires totales estimées dans cette région donnée peuvent constituer un problème de conservation en menaçant la survie d'une population donnée, générant ainsi des actions ultérieures. La BRA est une meilleure approche que celle qui consiste à appliquer des pourcentages BEE forfaitaires discrétionnaires de "mortalité durable" à l'ensemble de la population d'une espèce donnée (par exemple, la règle d'or de 1% ou l'ASCOBANS de 1,7% lorsqu'elle est étendue à toutes les espèces de cétacés ; voir le tableau 7) ou à établir une diminution générique en pourcentage de la mortalité totale des prises accessoires dans une flotte sans tenir compte de l'effet réel de cette diminution en pourcentage au niveau de la population.

Tableau 7 - Méthodes d'évaluation de l'impact de la pêche sur les espèces dont la conservation est préoccupante (CSTEP 2019)

Méthode	Algorithme/concept	Clé/Notes/Papier de référence
<i>ASCOBANS</i> <i>"Règle du pouce"</i>	Réduire les prises accessoires à moins de 1 % de la meilleure estimation disponible de la population.	ASCOBANS 2000
<i>ASCOBANS 1.7 %</i>	1,7 % de la meilleure estimation de la population de marsouins communs.	Il s'agit d'un modèle déterministe simple de dynamique des populations avec un taux de productivité nette maximale supposé de 4 %, qui a montré que 1,7 % de prélèvement annuel total permettrait à une population d'atteindre 80 % de sa capacité de charge sur un horizon

		temporel très long (sur une période de temps "infinie" ou jusqu'à la stabilisation). Étendue à toutes les espèces en tant que mortalité totale induite par l'homme.
--	--	--

24. Lorsque davantage de données sont disponibles, notamment grâce aux programmes d'observation, des méthodes quantitativement plus précises et plus conservatrices (c'est-à-dire en termes de nombre total d'animaux capturés par rapport à la population totale) peuvent être appliquées pour évaluer l'impact de la pêche sur les espèces dont la conservation est préoccupante. Ces méthodes permettent d'intégrer dans l'évaluation des mesures quantitatives des objectifs de conservation. Les méthodes les plus utilisées et les plus robustes sont le prélèvement biologique potentiel (PBR), l'algorithme de limitation des captures (CLA) et/ou l'algorithme de limitation des prélèvements (RLA) (CSTEP 2019). Des précisions sur ces méthodes sont données dans le tableau 8.

Tableau 8 - Méthodes d'évaluation de l'impact de la pêche sur les espèces dont la conservation est préoccupante (CSTEP 2019)

Méthode	Algorithme/concept	Clé/Notes/Papier de référence
<i>États-Unis - Élimination biologique potentielle (EBP)</i>	$Removal\ limit = N_{min} \times \frac{1}{2} R_{max} \times F_R$	N_{min} =20e percentile d'une distribution log-normale entourant l'estimation de l'abondance (N) équivalent à la limite inférieure d'un intervalle de confiance bilatéral de 60 %). R_{max} =taux de croissance maximal de la population, F_r =facteur d'ajustement lié aux objectifs de conservation (valeur supposée de 0,04 pour les cétacés). L'objectif des États-Unis dans les RBP des cétacés est de 50 % de la capacité de charge sur une période de 100 ans. Wade et al. 1998
<i>Algorithme de limite de capture (CLA)</i> <i>Algorithme de limite de retrait (RLA)</i>	$CLA = \alpha \times R_{max} \times (D_T - \beta) \times N_T$	D_T = statut actuel de la population N_T = taille actuelle de la population α and β = facteurs d'accord liés aux objectifs de conservation. Objectif de conservation de la CLA de la CBI = 72 % K dans une période de 100 ans. Marsouin commun de la mer du Nord Objectif de conservation de l'ARL = 80% K dans une période de 100 ans. CLA: Cooke 1999 RLA: Hammond <i>et al.</i> 2019

25. Cette approche générale (c'est-à-dire réaliser un BRA pour les situations où les données sont plus nombreuses et utiliser des algorithmes plus précis pour les données provenant des programmes d'observation des pêcheries) est similaire à celle discutée dans d'autres contextes régionaux (par exemple, OSPAR, ASCOBANS) dans le cadre de la stratégie de mise en œuvre de la MSFD.

En outre, le groupe d'experts OSPAR sur les mammifères marins (OMMEG) discute actuellement d'une nouvelle mise à jour de l'indicateur M6 (prises accessoires de mammifères marins).

2. ASPECTS PERTINENTS DE LA DISCUSSION ECAP/IMAP

26. La discussion générale sur le processus EcAp/IMAP se déroule dans le contexte du Programme de Travail (PoW) du PNUE/PAM et est coordonnée par les Centres d'Activités Régionaux, principalement le SPA/RAC pour le cluster biodiversité, le MEDPOL pour le cluster pollution et déchets marins, et le CAR/PAP pour la côte et l'hydrographie. Les documents préparés par les experts sont discutés par les groupes de correspondance sur la surveillance des CORMONS, puis soumis aux réunions des points focaux concernés, au groupe de coordination (GC) de l'EcAp, à la réunion des points focaux du PAM, puis à la COP de la CB.

2.1 Indicateurs communs IMAP

27. Des directives spécifiques sur les indicateurs communs, y compris leur développement, sont contenues dans les décisions de la CB concernant différents taxons. Par exemple, la décision IG.22/7 stipule

spécifiquement que : " il est absolument nécessaire que le PNUE/PAM renforce sa coopération avec les organismes régionaux pertinents, notamment en ce qui concerne :

- EO1 [...] avec [...] le Secrétariat de l'Accord sur la conservation des cétacés de la mer Noire, de la Méditerranée et de la zone contiguë de l'Atlantique (ACCOBAMS), en notant que l'initiative d'enquête de l'ACCOBAMS [...] fournira des contributions importantes (en termes de méthodologies de surveillance, de renforcement des capacités et de données fiables sur l'abondance et la distribution des cétacés).
- EO11, avec ACCOBAMS, notant que le développement ultérieur des indicateurs communs candidats devra être effectué en étroite coopération entre le PNUE/PAM et ACCOBAMS à la lumière des activités pilotes de surveillance, des connaissances supplémentaires des experts et des développements scientifiques, au cours de la phase initiale de l'IMAP, et considérant qu'ACCOBAMS entreprend une identification des points chauds du bruit en Méditerranée".

28. Le tableau 9 propose une comparaison entre les critères MSFD et les indicateurs communs EcAp/IMAP.

Tableau 9 - Comparaison entre les critères MSFD et les indicateurs communs EcAp/IMAP pour les mammifères marins

Critères MSFD	Indicateurs communs EcAp/IMAP (CI) et indicateurs communs candidats (CCI)
D1C1 - PRIMAIRE : Le taux de mortalité par espèce dû aux prises accessoires accidentelles est inférieur aux niveaux qui menacent l'espèce, de sorte que sa viabilité à long terme est assurée.	CI12 - Prises accessoires d'espèces vulnérables et non ciblées (EO1 et EO3) <ul style="list-style-type: none"> • - Pas de définition des cibles/des méthodes.
D1C2 - PRIMAIRE : - L'abondance de la population de l'espèce n'est pas affectée par les pressions anthropiques, de sorte que sa viabilité à long terme est assurée.	CI4 - Abondance de la population des espèces sélectionnées - La taille des populations des espèces sélectionnées est maintenue : o Cétacés : La population de l'espèce a des niveaux d'abondance permettant de se qualifier pour la catégorie "préoccupation mineure" de l'UICN. o Phoque moine : Le nombre d'individus par colonie permet d'atteindre et de maintenir un état de conservation favorable.
D1C3 - SECONDAIRE pour les mammifères marins : - Les caractéristiques démographiques de la population (par exemple, la taille du corps ou la structure des classes d'âge, le rapport des sexes, la fécondité et les taux de survie) de l'espèce sont indicatives d'une population saine qui n'est pas affectée négativement par les pressions anthropiques.	CI5 - Caractéristiques démographiques de la population L'état des populations des espèces sélectionnées est maintenu : o Cétacés : - <i>État</i> : Tendances à la baisse de la mortalité d'origine humaine. - <i>Pression</i> - Mise en œuvre de mesures appropriées pour atténuer les prises accidentelles, l'épuisement des proies et les autres mortalités d'origine humaine. o Phoque moine : - <i>pression</i> - Mise en œuvre de mesures appropriées pour atténuer la mise à mort directe et les captures accidentelles et pour empêcher la destruction de l'habitat.
• D1C4 - PRIMAIRE pour les espèces couvertes par les annexes II [c'est-à-dire le grand dauphin, le marsouin commun, le phoque moine], IV ou V de la directive 92/43/CEE et secondaire pour les autres espèces : L'aire de répartition de l'espèce et, le cas échéant, son profil sont conformes aux conditions physiographiques, géographiques et climatiques antérieures.	CI3 - Répartition de l'espèce La répartition des espèces est maintenue : o Pas de définition pour les cétacés. o Le phoque moine est présent le long des côtes méditerranéennes enregistrées avec des habitats appropriés pour l'espèce.
D1C5 - PRIMAIRE pour les espèces couvertes par les annexes II [c'est-à-dire le grand dauphin, le marsouin commun, le phoque moine], IV et V de la directive 92/43/CEE et secondaire pour les autres	Partiellement lié au CI5

<p>espèces : - L'habitat de l'espèce a l'étendue et la condition nécessaires pour permettre les différentes étapes du cycle de vie de l'espèce.</p>	
<p>D10C3 - SECONDAIRE :</p> <ul style="list-style-type: none"> • La quantité de déchets et micro-déchets ingérés par les animaux marins se situe à un niveau qui ne nuit pas à la santé des espèces concernées. Les États membres établissent des valeurs seuils pour ces niveaux par le biais d'une coopération régionale ou sous-régionale. 	<p>CCI24 - Tendances de la quantité de déchets ingérés par des organismes marins ou s'y enchevêtrant, en particulier des mammifères, des oiseaux marins et des tortues. - Tendance à la baisse des cas d'enchevêtrement ou/et tendance à la baisse du contenu de l'estomac des espèces sentinelles. Valeurs seuils et valeurs de référence - Valeurs de référence pour les déchets marins ingérés (gr) :</p>
<p>D10C4 - SECONDAIRE :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Le nombre d'individus de chaque espèce qui subissent des effets néfastes à cause des déchets, tels que l'enchevêtrement, d'autres types de blessures ou de mortalité, ou des effets sur la santé. Les États membres établissent des valeurs seuils pour les effets néfastes des déchets, dans le cadre d'une coopération régionale ou sous-régionale. 	<p>o Valeur minimale : 0 gr o Valeur maximale : 14 gr o Valeur moyenne : 1,37 gr o Valeur de référence proposée : 1-3 gr - Objectifs environnementaux pour les déchets marins ingérés (gr) : o Types de cibles : Diminution en % de la quantité de déchets marins ingérés (gr) o Minimum : - o Maximum : - o Cibles de réduction : Statistiquement significatifs</p>
<p>D11C1 - PRIMAIRE :</p> <ul style="list-style-type: none"> • La répartition spatiale, l'étendue temporelle et les niveaux des sources sonores impulsives anthropiques ne dépassent pas les niveaux qui nuisent aux populations d'animaux marins. Les États membres établissent des valeurs seuils pour ces niveaux par une coopération au niveau de l'Union, en tenant compte des spécificités régionales ou sous-régionales. 	<p>CCI26 : Proportion de jours et répartition géographique où les sons impulsifs de haute, basse et moyenne fréquence dépassent les niveaux susceptibles d'avoir un impact significatif sur les animaux marins.</p>
<p>D11C2 - PRIMAIRE :</p> <ul style="list-style-type: none"> • La répartition spatiale, l'étendue temporelle et les niveaux des sons continus basse fréquence d'origine anthropique ne dépassent pas les niveaux qui nuisent aux populations d'animaux marins. Les États membres établissent des valeurs seuils pour ces niveaux par une coopération au niveau de l'Union, en tenant compte des spécificités régionales ou sous-régionales. 	<p>CCI27 : Niveaux de sons continus de basse fréquence avec l'utilisation de modèles, le cas échéant.</p>

29 Le tableau 9 montre qu'il n'y a pas toujours d'équivalence entre les critères MSFD et les indicateurs communs EcAp/IMAP. En outre, certaines définitions convenues pour les indicateurs communs EcAp/IMAP recouvrent en quelque sorte des sujets qui devraient être séparés pour permettre une évaluation correcte (par exemple, CI5 et CI12).

30 Voir également le document UNEP/MED WG.482/25 (2020) qui contient une analyse comparative des indicateurs IMAP avec ceux de la décision de la Commission (UE) 2017/848.

31 La décision IG.22/7 a également souligné la nécessité de mettre en place une coopération structurée avec la CGPM, pour développer le EO3 (pêcheries), qui inclut l'IC 12 (prises accidentelles d'espèces vulnérables et non ciblées), qui est commune au EO1 et au EO3 et fondamentale pour les mammifères marins. Cependant, elle est plus pertinente pour EO1 car elle constitue une pression directe sur CI3, CI4 et CI5. La coopération entre la CB et la CGPM permettra de développer également des éléments de l'EO4 (réseaux alimentaires).

32 En outre, la décision IG.22/7 stipule que " par rapport aux indicateurs liés au descripteur 11 (MSFD), les indicateurs candidats 26 et 27 sont plus étroitement liés à la biologie acoustique des principales espèces de mammifères marins de la Méditerranée qui sont connues pour être sensibles au bruit, c'est-à-dire le rorqual commun, le cachalot et la baleine à bec de Cuvier ". La discussion sur le développement de ces CCI se déroule dans le contexte de la collaboration entre le PNUE/MAP-SPA/RAC et ACCOBAMS, et grâce au soutien financier et organisationnel de projets financés par l'UE (i.e. QuietMed ; voir Tableau 9). Par conséquent, ceux-ci ne sont pas considérés dans ce document, sauf en ce qui concerne les activités de surveillance dans le cadre de l'IC3 (aire de répartition des espèces), en particulier pour *Ziphius* (une espèce pour laquelle les bruits impulsifs de certains types représentent une menace mortelle).

33 La discussion sur l'indicateur commun candidat 24 (Tendances de la quantité de déchets ingérés par les organismes marins ou s'y empêtrant, en particulier les mammifères, les oiseaux marins et les tortues) a déjà eu lieu dans le cadre des travaux coordonnés par le PNUE/PAM-MED POL. Dans la décision IG.22/7, les Parties contractantes ont convenu de définitions et d'objectifs pour les déchets marins ingérés par les mammifères marins. Par conséquent, celles-ci ne sont pas prises en compte dans ce document (voir Tableau 9).

2.2 Espèces IMAP d'intérêt

34 IMAP fixe une liste de référence des espèces et des habitats à surveiller. Toutes les espèces de cétacés présentes dans la mer Méditerranée sont prises en compte dans l'IMAP. Une attention particulière est accordée aux huit espèces de cétacés résidents, divisées en trois groupes fonctionnels différents :

- Les baleines à fanons : le rorqual commun (*Balaenoptera physalus*).
- Cétacés plongeurs : cachalot (*Physeter macrocephalus*), baleine à bec de Cuvier (*Ziphius cavirostris*), globicéphale noir (*Globicephala melas*) et dauphin de Risso (*Grampus griseus*).
- Autres espèces à dents : dauphin commun à bec court (*Delphinus delphis*), dauphin rayé (*Stenella coeruleoalba*), grand dauphin commun (*Tursiops truncatus*).

35 IMAP recommande de surveiller et d'évaluer des indicateurs communs pour cette sélection d'espèces représentatives des cétacés. Cependant, quatre autres espèces rares de cétacés sont également présentes en mer Méditerranée : le marsouin commun (*Phocoena phocoena*), le dauphin à dents dures (*Steno bredanensis*), la fausse orque (*Pseudorca crassidens*) et l'orque (*Orcinus orca*).

2.3 Évaluation, échelles de suivi et échelles de rapport géographique de l'IMAP

36 Concernant l'évaluation, les échelles de surveillance et les échelles de rapport géographique, l'annexe de la décision IG.22/7 stipule ce qui suit :

Une échelle d'unités de rapport doit être définie au cours de la phase initiale d'IMAP en tenant compte à la fois des considérations écologiques et des objectifs de gestion, selon une approche imbriquée.

L'approche emboîtée vise à répondre aux besoins de ce qui précède et à prendre en compte 4 échelles principales de déclaration :

- (1) La région entière (c'est-à-dire la mer Méditerranée) ;
- (2) Sous-régions méditerranéennes, comme présenté dans l'évaluation initiale de la mer Méditerranée, UNEP(DEPI)/MED IG.20/Inf.8 ;
- (3) Eaux côtières et autres eaux marines ;
- (4) Subdivisions des eaux côtières fournies par les Parties contractantes".

37 Pour les mammifères marins, cette approche imbriquée n'est pas nécessaire ou, dans certains cas, pourrait même ne pas être applicable, car pour la plupart des IC, la surveillance et l'évaluation doivent se faire au niveau régional et une surveillance à un niveau inférieur n'aiderait pas à évaluer le BEE. Les seules exceptions sont l'IC5 et l'IC12 qui pourraient également être évaluées à des échelles inférieures (par

exemple, les GSA de la CGPM ou de nouvelles subdivisions données par l'agrégation de certaines GSA, en relation avec la structure de population de chaque espèce).

1. REVISIONS ET/OU MISES A JOUR PROPOSEES AUX DOCUMENTS OFFICIELS ACCORDES DE L'EcAp/IMAP

38 La lecture de tous les documents pertinents de l'EcAp/IMAP sur les mammifères marins a généré quelques propositions non seulement sur les éléments de l'EcAp/IMAP qui doivent être complétés ou créés (par exemple, les échelles d'évaluation, les valeurs de référence et les seuils, qui étaient le principal objectif de ce rapport), mais aussi sur les mises à jour nécessaires de certains aspects convenus des processus de l'EcAp/IMAP, qui ne correspondent plus aux situations actuelles (notamment en raison des nouvelles connaissances sur les espèces et des progrès réalisés dans les discussions sur ces deux processus). Ces aspects sont brièvement présentés dans les paragraphes suivants.

39 Le cadre EcAp/IMAP, ainsi que le MSFD, est un processus adaptatif qui devrait être réévalué régulièrement tous les six ans et réajusté si nécessaire.

40 Dans les sections suivantes, nous proposons une série de révisions dans les documents joints aux décisions EcAp/IMAP. Par exemple, l'appendice 1 de l'annexe à la décision IG.22/7 sur l'IMAP, attribue une priorité moindre à *Ziphius*, *Stenella*, *Globicephala* et *Grampus* par rapport aux autres espèces, sur la base de preuves peu claires/inexistantes sur les menaces et le statut des populations. Sur la base de connaissances solides sur les menaces pesant sur certaines de ces espèces, nous proposons que *Ziphius* devienne une espèce prioritaire. Cette demande est basée sur les menaces connues et mesurées (sons sous-marins de moyenne fréquence, par exemple, Frantzi et al. 1998) et la disponibilité relativement limitée de l'habitat préféré dans la mer Méditerranée (Cañadas et al. 2018).

3.1 Révisions de l'appendice 1 de l'annexe de la décision Ig.22/7 relative au programme intégré de surveillance et d'évaluation de la mer et des côtes méditerranéennes et aux critères d'évaluation connexes

41 Les révisions proposées à l'appendice 1 de l'annexe de la décision Ig.22/7 relative au programme intégré de surveillance et d'évaluation de la mer et des côtes méditerranéennes et aux critères d'évaluation connexes figurent à l'annexe 1 du présent rapport.

3.2 Propositions de mise à jour des définitions de certains indicateurs communs

42 Dans la décision IG.21/3, la définition de l'indicateur commun 5 (démographie) la définition du BEE inclut une référence à la mortalité induite par l'homme, tant pour les cétacés que pour le phoque moine, et à la destruction de l'habitat pour le phoque moine. Cependant, la mortalité induite par l'homme, lorsqu'elle est relative à une capture accidentelle dans un engin de pêche, devrait être traitée pour des raisons de cohérence dans un indicateur commun distinct, comme par exemple l'indicateur commun 12 (prises accidentelles d'espèces vulnérables et non ciblées (EO1 et EO3). Ceci est cohérent avec le critère primaire D1C1 du MSFD.

43 En outre, le texte de la définition de l'IC5 fait référence à l'évaluation des mesures prises pour réduire les différentes pressions (c'est-à-dire les mesures appropriées prises pour réduire la mise à mort directe/les captures accidentelles/la destruction de l'habitat) plutôt qu'à l'évaluation des différents paramètres qui devraient décrire les caractéristiques démographiques de la population, comme le suggère le titre de l'indicateur. Le texte du titre de l'indicateur CI5 devrait donc être reformulé de façon à ce qu'il fasse référence à un indicateur de mesures visant à contrer les principales pressions ou à ce que la définition de l'indicateur soit modifiée de façon à refléter de manière cohérente l'évaluation de paramètres démographiques spécifiques (c'est-à-dire que le taux de mortalité dû à l'abattage direct est tel qu'il n'influence pas négativement la viabilité de l'espèce, ou que le taux de mise bas/de reproduction se situe dans la fourchette des niveaux de population croissants, etc.) Voir les tableaux de synthèse pour le texte proposé (voir page BEE 32-38).

44 **Les tableaux récapitulatifs** (voir page BEE 32-38) proposent également comment aborder le développement complet de l'indicateur commun 12 pour les espèces de mammifères marins, conformément à ce qui a été proposé par les experts de plusieurs organisations régionales, dont la FAO. Jusqu'à présent, peu de progrès ont été réalisés en ce qui concerne l'élaboration de l'indicateur commun 12 de surveillance (CGPM

2019) et aucun progrès n'a été réalisé en ce qui concerne l'élaboration méthodologique des méthodes d'évaluation et des objectifs. Cependant, étant donné les bons progrès réalisés dans le contexte de la FAO et de l'UE (FAO 2018, STEFC 2019 ; voir section 1.2.3.3.1), nous pensons que les solutions proposées peuvent être acceptées par les Parties à la Convention de Barcelone, au moins pour les espèces de mammifères marins.

3.3 Rationalisation des définitions de l'état de conservation du phoque moine dans SAP BIO

45 La décision IG.24/7 de la Convention de Barcelone - sur les stratégies et plans d'action au titre du Protocole relatif aux aires spécialement protégées et à la diversité biologique en Méditerranée, y compris le PAS BIO, la stratégie sur le phoque moine et les plans d'action concernant les tortues marines, les poissons cartilagineux et la végétation marine ; la classification des types d'habitats marins benthiques pour la région méditerranéenne et la liste de référence des types d'habitats marins et côtiers en Méditerranée - contient plusieurs recommandations sur la surveillance de différentes espèces, dont le phoque moine. Il en va de même pour d'autres plans d'action régionaux (PAR), dont celui sur les espèces de cétacés (PNUE/PAM 2017). Dans ce PAR, il y a une proposition de définition de "l'état de conservation favorable" qui ne semble pas être entièrement conforme à l'objectif BEE tel que défini dans la Décision IG.22/7 et devrait être reconsidérée. Dans les **tableaux récapitulatifs** (voir pages 32-38), ces recommandations sont prises en considération, dans la mesure du possible. Cependant, tout a été retouché par rapport aux définitions BEE pertinentes convenues.

Recommandation pour les travaux futurs : Dans le cadre du processus en cours lancé par le SPA/RAC pour élaborer le SAP BIO post 2020, il serait utile d'assurer la cohérence des définitions, des objectifs et des échelles de surveillance et d'évaluation du BEE de l'EcAp/IMAP avec le SAP BIO (Décision IG.24/7) ou, du moins, d'en assurer la complémentarité. En fait, tout cadre de gestion environnementale doit nécessairement être adaptatif, étant donné l'amélioration constante des connaissances sur les habitats, les espèces et les menaces, et l'évolution constante des données de base.

3.4 Méthodes et échelles de surveillance et d'évaluation des espèces de cétacés

46 Il est fondamental de garder à l'esprit que les échelles géographiques appropriées doivent être cohérentes avec l'écologie des différentes espèces de mammifères marins et l'étendue géographique de leurs principales menaces/pressions, qui doivent être évaluées. Par conséquent, les projets de collecte de données sur la distribution et l'abondance à l'échelle du bassin, de type ASI, sont les seuls moyens qui permettront de remplir les IC 3 et 4 et de fournir des informations clés pour l'IC 12. Cela fait de ces moyens la plus haute priorité pour l'IMAP.

47 Il est également très important que la collecte de données à l'échelle du bassin méditerranéen soit conçue en tenant compte, autant que possible, de toutes les sous-strates pertinentes existantes, y compris les sous-régions EcAp/IMAP, les sous-zones géographiques de la CGPM, la sous-division nationale (le cas échéant) et d'autres sous-divisions de descripteurs pertinentes (le cas échéant) liées aux pressions exercées sur ces espèces.

48 Les enquêtes systématiques menées au niveau sous-régional ou à plus petite échelle (par exemple, au niveau national), ne peuvent que compléter mais non remplacer les données obtenues par des enquêtes à l'échelle du bassin. De plus, étant donné la nature de ces espèces (mammifères marins à large rayon d'action), tout effort de surveillance sous-régional doit être synchronisé et conçu pour compléter de manière appropriée les connaissances existantes et combler les lacunes entre les campagnes ASI ou similaires.

49 En outre, il est important de concentrer les ressources des Parties contractantes sur la collecte de données qui leur permettent d'évaluer le statut de ces espèces à l'échelle géographique requise. Ainsi, l'ordre de priorité proposé pour les échelles de surveillance des espèces et des pressions est donné par rapport aux échelles d'évaluation des espèces. Dans ce sens, le message clé approuvé dans l'Annexe I de la Décision IG.23/6 ("plus d'efforts devraient être consacrés aux zones mal surveillées") il peut devenir préjudiciable s'il n'est pas compris comme une collecte de données nationales complémentaires, pour combler les lacunes sous-régionales, uniquement.

50 La sous-stratification dans la région méditerranéenne est un aspect clé qui doit être pris en compte à différents niveaux :

1. lors de la conception des enquêtes de surveillance ;
2. pendant l'analyse des données ;

3. lors de l'évaluation des espèces et de l'évaluation globale du BEE.

51 Les conclusions sur les meilleures solutions sont guidées par des considérations sur les aspects suivants :

1. l'écologie des espèces ;
2. les unités de gestion géographique existantes des pressions humaines (par exemple, les sous-zones de la CGPM) ;
3. les contraintes administratives sur la logistique (ceci devient prépondérant pour la phase de travail sur le terrain) ;
4. les exigences administratives pour l'établissement de rapports dans le cadre de diverses politiques internationales (par exemple, MSFD, HD, EcAp, IMAP, etc.).

52 En ce qui concerne les contraintes administratives sur la logistique, durant les premières phases de la conception des enquêtes de surveillance, le soutien des Parties contractantes est essentiel pour identifier les limitations dues à la réglementation du trafic aérien et pour faciliter la délivrance des autorisations appropriées pour les enquêtes aériennes et maritimes et permettre la couverture des régions écologiquement et administrativement appropriées.

53 En ce qui concerne les unités de gestion géographique existantes des pressions humaines et les besoins des Parties contractantes en matière de rapports dans le cadre de diverses politiques internationales (par exemple, EcAp, IMAP, Directive Habitat et MSFD), la prise en compte de différentes strates peut se faire en tant que post-stratification lors de l'analyse des données et de la réalisation des évaluations. Cependant, toutes les subdivisions pertinentes doivent être prises en compte, au moins théoriquement, lors de la conception afin d'informer les meilleures options, par exemple, sur la couverture la plus appropriée.

Recommandations pour les travaux futurs : En ce qui concerne l'indicateur commun 3 (aire de répartition des espèces), une meilleure définition des unités sous-régionales spécifiques de haute priorité (HP) et de faible priorité (LP), à surveiller en relation avec les habitats importants pour certaines espèces (par exemple, les zones d'alimentation des rorquals communs, les habitats préférés des Ziphius, les zones de reproduction des cachalots), doit être affinée sur la base des données ASI, des dernières évaluations de la liste rouge des espèces de l'UICN, etc. avant la prochaine évaluation (2023).

54 L'encadré 1 résume les détails des exigences minimales potentielles pour un cadre de surveillance des cétacés sur les indicateurs communs 3, 4, 5 et 12 afin de permettre aux Parties contractantes de respecter leurs engagements dans le cadre de l'EcAp. Les détails complets sont donnés dans les tableaux de synthèse (voir page BEE 32-38).

Encadré 1 - Résumé du cadre de surveillance des indicateurs communs EcAp/IMAP pour les cétacés		
CI3 – Gamme de répartition CI4 - Abondance	Suivi régional	Suivi sous-régional
Fréquence de la collecte des données	<ul style="list-style-type: none"> • Au moins tous les 6 ans (selon le cycle de rapport). 	<ul style="list-style-type: none"> • Optimal : annuellement. • Minimum : bisannuel (3 ensembles de données/estimations comparables). • Saisonnier : rorqual commun, globicéphale noir. (?)
Méthode de contrôle	<ul style="list-style-type: none"> • Enquêtes d'échantillonnage à distance par transects linéaires à l'échelle du bassin (voir les protocoles standard de l'ASI) : à bord de navires et par voie aérienne (visuelle et acoustique). 	<ul style="list-style-type: none"> • Méthodes d'échantillonnage à distance par transects linéaires : à bord de navires ou par voie aérienne. • Photo-ID de marquage-recapture (sur des espèces sélectionnées). • Surveillance acoustique passive (PAM) pour les espèces sélectionnées. • Enquêtes multidisciplinaires.
Autorité chargée du contrôle	<ul style="list-style-type: none"> • ACCOBAMS, PNUE/PAM/SPA/RAC, UE, PC action concertée périodique. 	<ul style="list-style-type: none"> • Chaque PC : programmes de surveillance nationaux. • Les PC des sous-régions lorsque la coopération est nécessaire.
Fréquence de la mise à jour des indicateurs communs	6 ans (selon le cycle de rapport).	

Fréquence de la mise à jour de l'évaluation	<i>6 ans (selon le cycle de rapport).</i>	
Nombre minimal de sites de surveillance	<ul style="list-style-type: none"> la région méditerranéenne (les quatre sous-régions doivent être couvertes avec le même effort). 	<ul style="list-style-type: none"> La surveillance doit couvrir des parties représentatives des eaux des sous-régions (au moins trois emplacements par sous-région à identifier lors d'ateliers sous-régionaux). Photo-ID pour les populations locales putatives pertinentes ou les unités de gestion (par exemple, grands dauphins, dauphins communs, rorquals communs, baleines à bec de Cuvier ; dauphins de Risso ; cachalots). Les stations PAM dépendantes dans les couloirs potentiels et les habitats importants pour les espèces de plongée profonde.
CI5 - Démographie	Suivi régional	Suivi sous-régional
Fréquence de la collecte des données	<ul style="list-style-type: none"> Non applicable. 	<ul style="list-style-type: none"> Systématique
Méthode de contrôle	<ul style="list-style-type: none"> Non applicable. 	<ul style="list-style-type: none"> Photo-id. échouages
Autorité chargée du contrôle	<ul style="list-style-type: none"> Aucun. 	<ul style="list-style-type: none"> Chaque PC : programmes de suivi nationaux. PC des sous-régions lorsque la coopération est nécessaire (catalogues de photos correspondants).
Fréquence de la mise à jour des indicateurs communs	<i>6 ans (selon le cycle de rapport).</i>	
Fréquence de la mise à jour de l'évaluation	<i>6 ans (selon le cycle de rapport).</i>	
Nombre minimal de sites de surveillance	<ul style="list-style-type: none"> Non applicable. 	<ul style="list-style-type: none"> Les paramètres démographiques doivent être obtenus à partir d'études à long terme dans plus de deux sites par sous-région et par espèce. Échouages : chaque fois qu'ils se produisent sur <i>Stenella</i> (delphinidés pélagiques) et <i>Tursiops</i> (delphinidés côtiers) ou toute autre espèce échouée la plus fréquente.
Prises accessoires	Suivi régional	Suivi sous-régional
Fréquence de la collecte des données	<ul style="list-style-type: none"> Au moins une fois par métier de pêche prioritaire au cours d'une période de référence. 	<ul style="list-style-type: none"> Au moins une année par métiers/engins de pêche prioritaires pour obtenir les taux de prises accessoires, au cours de chaque cycle de déclaration. La CGPM fournit des données sur l'effort de pêche pour les engins de pêche prioritaires et par segment de flotte au cours d'une année de référence, pour chaque GSA et produit une analyse des risques pour la région méditerranéenne, sur la base des taux de prises accessoires par espèce disponibles.
Méthode de contrôle	<ul style="list-style-type: none"> Effort de pêche par GSA par métier/engin. 	<ul style="list-style-type: none"> Annuellement : prises accessoires (observations à bord, questionnaires au port et échouages ; le protocole FAO 2019 peut être utilisé). Les PC surveillent leurs flottes (au moins un métier/engin par sous-région par an, en rotation, en commençant par les plus impactants). Les réseaux nationaux d'échouage collectent des données sur la mortalité induite par la pêche dans les tissus des mammifères marins. Ils fournissent des rapports bisannuels sur ces questions.
Autorité chargée du contrôle	<ul style="list-style-type: none"> CGPM, Parties contractantes (autorités compétentes) 	<ul style="list-style-type: none"> Chaque PC : programmes nationaux de surveillance pour fournir les taux de prises accessoires et l'effort de pêche annuel.

Fréquence de la mise à jour des indicateurs communs	6 ans (selon le cycle de rapport).
Fréquence de la mise à jour de l'évaluation	6 ans (selon le cycle de rapport).

3.5 Méthodes et échelles de suivi et d'évaluation du phoque moine de la Méditerranée

55 L'encadré 3 décrit les exigences minimales d'un cadre de surveillance du phoque moine pour les IC 3, 4 et 5, organisé principalement en fonction des pays du groupe A et du groupe B (sensu Stratégie révisée de conservation du phoque moine en Méditerranée 2020-2026), comme défini dans la Décision 24/7 (c'est-à-dire que Les pays du groupe A sont ceux qui "abritent les populations reproductrices résidentes de phoques moines et la majorité de la population de l'espèce" ; les pays du groupe B "sont importants, car les données actuelles d'observation des phoques moines suggèrent le potentiel de survie et d'expansion de l'espèce dans des zones situées au-delà des frontières des pays du groupe A" et qui "peuvent contenir [...] un habitat côtier critique, susceptible d'être recolonisé").

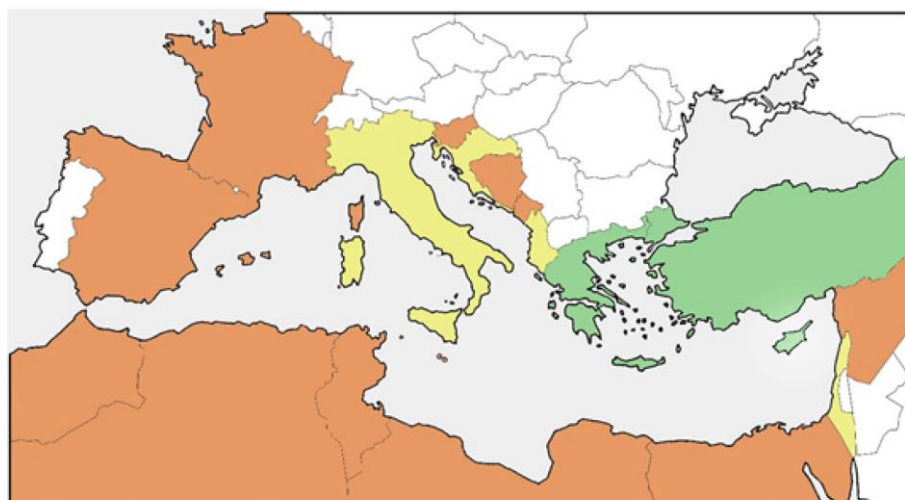


Figure 3: État de conservation du phoque moine par pays (mis à jour au 31.04.2019). Clé : Vert : Pays du "Groupe A" (où la reproduction du phoque moine a été signalée après l'année 2010). Jaune : Pays du "Groupe B" (où aucune reproduction de phoques moines n'est signalée, mais où des observations répétées de phoques moines (>3) ont été signalées depuis 2010). marron : pays du " Groupe C " (où aucune reproduction de phoques moines n'est signalée, et où des observations très rares ou inexistantes de phoques moines (≤ 3) ont été signalées depuis 2010), source : Décision.IG24/7.

Encadré 2 - Résumé du cadre de surveillance des indicateurs communs 3 et 4 de l'EcAp/IMAP pour le phoque moine.		
	Pays du groupe A	Pays des groupes B et C
Fréquence de la collecte des données	<ul style="list-style-type: none"> • Bisannuel (exigence minimale) • Annuel (optimal) 	<ul style="list-style-type: none"> • Continuus.
Méthode de contrôle	<ul style="list-style-type: none"> • Les comptages de petits basés sur des inspections de grottes permettent d'interpoler l'estimation de la population (\Rightarrow CI4) par une formule de conversion et d'estimer le taux de mise bas (\Rightarrow CI5) (exigence minimale). • - Estimation de la population basée sur le marquage-recapture d'individus photo-identifiés à l'aide de pièges photographiques (optimal) \Rightarrow CI4&5 • - Observations opportunistes et 	<ul style="list-style-type: none"> • Enregistrement des observations opportunistes (exigence minimale) \Rightarrow CI3 • - Dénombrement des individus photo-identifiés à partir du suivi des pièges à caméra dans les grottes (optimal) \Rightarrow CI4 et CI5

	surveillance des grottes => CI3	
Autorité chargée du contrôle	• Chaque PC : programmes nationaux de surveillance	• Chaque PC : programmes nationaux de surveillance
Fréquence de la mise à jour des indicateurs communs	<i>6 ans (selon le cycle de rapport).</i>	
Fréquence de la collecte des données	<i>6 ans (selon le cycle de rapport).</i>	
Nombre minimal de sites de surveillance	• Tous les sites connus dans chaque pays du groupe A sont couverts au moins une fois par période de référence.	• des sites sélectionnés identifiés dans la décision IG24/7 ou dans des zones où la fréquence des observations et l'adéquation de l'habitat sont élevées.

56 Cependant, il est important de noter que les subdivisions des catégories de pays dans la stratégie ont été révisées en 2019, sur la base de la disponibilité des connaissances sur la présence du phoque moine dans les pays méditerranéens, dans le but de définir les actions prioritaires à mener en 2020-2026 à la lumière de la non-application du plan d'action régional. Selon la stratégie, les pays du groupe C sont "également importants car, bien qu'ils soient caractérisés par une présence rare du phoque moine, ils contiennent un habitat critique historique du phoque moine. [...] En l'absence de mécanismes de collecte de données d'observation, certains pays, dont on sait qu'ils ont accueilli des phoques et des conditions environnementales appropriées dans un passé récent, peuvent actuellement être qualifiés de groupe C". Un certain niveau de surveillance devrait donc être effectué également dans les pays du groupe C, qui ont accueilli des phoques et bénéficié de conditions environnementales appropriées dans un passé récent. En fait, certaines des actions prioritaires prévues pour certains pays du groupe C sont définies dans l'intention de solliciter des cadres de collecte de données conçus pour évaluer la présence du phoque moine dans des secteurs spécifiques du littoral (ceux qui présentent) un habitat géomorphologique approprié historique et actuellement plus vierge et la présence de phoques).

3.6 Échelles de surveillance, d'évaluation et de rapport recommandées

57 L'encadré 3 présente un résumé supplémentaire de l'approche proposée pour les espèces de mammifères marins en termes de méthodes et d'échelles de surveillance (MS), d'échelles d'évaluation (AS) et d'échelles de rapport (MRU) pour les indicateurs communs considérés et les indicateurs communs candidats.

58 Pour la cartographie, il est recommandé d'adopter la grille ETC/BD 10x10km pour la visualisation, la grille ETRS 89 LAEA et la grille 50x50km pour les espèces à large répartition et à densité relativement faible.

Encadré 3 - Méthodes de surveillance primaire et échelles d'évaluation et de surveillance proposées pour les espèces de mammifères marins

Taxons	Indicateurs communs	Région	Sous-région	Sub-division (ex., CGPM GSA)	Juridiction Nationale
Cetaceans	CI 3 Répartition de l'espèce	<ul style="list-style-type: none"> • MS, AS, MRU • Échantillonnage à distance pour toutes les espèces <ul style="list-style-type: none"> ○ Méthodes acoustiques et visuelles pour <i>Ziphius</i> & <i>Physeter</i> 			<ul style="list-style-type: none"> • MS • Méthodes acoustiques et visuelles dans les habitats importants pour les espèces suivantes <i>Ziphius</i>, <i>Physeter</i> & <i>Balaenoptera</i>
	CI 4 Abondance de la population	<ul style="list-style-type: none"> • MS, AS, MRU • Échantillonnage à distance pour toutes les espèces <ul style="list-style-type: none"> ○ Méthodes acoustiques et visuelles pour <i>Ziphius</i> & <i>Physeter</i> 		<ul style="list-style-type: none"> • MS • Échantillonnage à distance pour toutes les espèces 	

	CI 5 Démographie de la population		<ul style="list-style-type: none"> • MS, AS, MRU • Photo-id: <i>Tursiops</i>, <i>Balaenoptera</i> • Echouages: <i>Stenella</i>, <i>Tursiops</i>. 		<ul style="list-style-type: none"> • MS • Photo-id: <i>Tursiops</i>, <i>Balaenoptera</i> • Echouages: <i>Stenella</i>, <i>Tursiops</i>.
	CI 12 Prises accessoires	<ul style="list-style-type: none"> • MS, AS, MRU • Analyse des risques de prises accessoires pour toutes les espèces 		<ul style="list-style-type: none"> • MS • Observateurs à bord pour toutes les espèces 	
	CCI 26 Bruit impulsif				<ul style="list-style-type: none"> • MS • Bouées acoustiques: in <i>Ziphius</i> important habitats
Phoque moine	CI 3 Répartition de l'espèce	<ul style="list-style-type: none"> • AS, MRU 			<ul style="list-style-type: none"> • MS • Surveillance des grottes dans le groupe de pays A • Registre des observations opportunistes dans les groupes de pays B et C
	CI 4 Abondance de la population				<ul style="list-style-type: none"> • MS • Dénombrement des petits dans les grottes du groupe de pays A et/ou de la marque -recapture basée sur Photo-id grâce à la surveillance des grottes.
	CI 5 Démographie de la population				

Clé : MS=Echelle de surveillance, AS=Echelle d'évaluation, MRU=Unités de déclaration maritime.

3.7 Valeurs de référence et seuils proposés pour les espèces de mammifères marins

3.7.1 LE PRINCIPE DIRECTEUR "PREOCCUPATION MINEURE" DE L'UICN POUR LES ESPÈCES DE CÉTACÉS, LES VALEURS DE RÉFÉRENCE ET LES SEUILS

59 Le développement des seuils pour l'indicateur commun 4 (abondance des espèces) des espèces de cétacés a suivi le principe directeur contenu dans une décision des Parties (Décision IG.21/3) d'utiliser le concept de "préoccupation mineure" (LC) de l'UICN. Par conséquent, toutes les propositions sont cohérentes avec le processus MSFD, mais pas nécessairement identiques.

60 L'encadré 4 résume les valeurs de référence, les seuils et les unités d'évaluation proposés pour l'indicateur commun 4 (abondance des espèces) des espèces de cétacés. Les résumés de nos propositions sur les valeurs de référence et les seuils potentiels pour ces espèces sur les indicateurs communs (3, 5 et 12) sont contenus dans "STEP 3" (section rouge clair) des tableaux de synthèse (voir BEE 32-38).

Encadré 4 - Valeurs de référence, seuils et unités d'évaluation proposés pour l'indicateur commun 4 (abondance des espèces) concernant les 8 espèces communément rencontrées en Méditerranée.

Note : ce tableau doit être mis à jour en fonction des résultats de l'évaluation en cours de la Liste rouge de l'UICN sur les cétacés de Méditerranée.

Espèce	Unités d'évaluation/ MRU proposées	Valeur de référence	Définition proposée pour l'évaluation de l'état	Si "préoccupation mineure"
Dauphin rayé (<i>Stenella coeruleoalba</i>) - Régulièrement présent dans toutes les sous-régions - Liste méditerranéenne de l'UICN : VU	Régional	Estimation basée sur la conception de l'ASI 2018 DS. Corrigé et non corrigé	Maintenir l'abondance totale aux niveaux de référence ou au-dessus.	Stable ou pas de diminution de $\geq 20\%$ sur 3 générations (1,8% au cours d'une

<ul style="list-style-type: none"> - Longueur des générations = 22,5 (période de 3 générations = 67,5 ans) 		<p>du biais de disponibilité.</p>		<p><i>période de déclaration).</i></p>
<p>Dauphin commun (<i>Delphinus delphis</i>)</p> <ul style="list-style-type: none"> - Régulièrement présent dans toutes les sous-régions - Liste méditerranéenne de l'UICN : EN - Longueur des générations = 14,8 (période de 3 générations = 44,4 ans) 	<p>Régional</p>	<p>Chaque fois que les valeurs d'abondance historiques sont révisées, une nouvelle évaluation de l'espèce est nécessaire.</p>	<p>Maintenir l'abondance totale aux niveaux de référence ou au-dessus.</p>	<p><i>Pas de diminution de ≥20% sur 3 générations (2,7% dans une période de déclaration).</i></p>
<p>Grands dauphins côtiers (<i>Tursiops truncatus</i>)</p> <ul style="list-style-type: none"> - Régulièrement présent dans toutes les sous-régions <ul style="list-style-type: none"> o Habitat préféré <100 m o Commun sur le plateau continental (<200m) o Présent au large - Liste méditerranéenne de l'UICN : LC - Longueur des générations = 21,1 (période de 3 générations = 63,3 ans) - Menaces à évaluer : <ul style="list-style-type: none"> o prises accidentelles o pollution de la chaîne alimentaire (PCBs, métaux lourds, etc.) 	<p>Régional</p>		<p>Non applicable</p>	<p><i>Pas de diminution de ≥20% sur 3 générations (1,9% dans une période de déclaration).</i></p>
<p>Dauphin de Risso (<i>Grampus griseus</i>)</p> <ul style="list-style-type: none"> - Régulièrement présent dans toutes les sous-régions - Liste méditerranéenne de l'UICN : DD - Longueur des générations = 19,6 (période de 3 générations = 58,8 ans) 	<p>Régional</p>		<p>Maintenir l'abondance totale aux niveaux de référence ou au-dessus.</p>	<p><i>Pas de diminution de ≥20% sur 3 générations (2,0% dans une période de déclaration).</i></p>
<p>Globicéphale à longues nageoires (<i>Globicephala melas</i>)</p> <ul style="list-style-type: none"> - Régulièrement présent en Méditerranée occidentale - Liste méditerranéenne de l'UICN : EN - Longueur des générations = 24 (période de 3 générations = 72 ans) 	<p>Régional</p>		<p>Maintenir l'abondance totale aux niveaux de référence ou au-dessus.</p>	<p><i>Pas de diminution de ≥20% sur 3 générations (1,7% dans une période de déclaration).</i></p>
<p>Baleine à bec de Cuvier (<i>Ziphius cavirostris</i>)</p> <ul style="list-style-type: none"> - Régulièrement présente dans toutes les sous-régions <ul style="list-style-type: none"> o Canyons des eaux profondes, pente. - Liste méditerranéenne de l'UICN : VU - Durée de la génération = Inconnue - Menaces à évaluer : <ul style="list-style-type: none"> o prises accidentelles o bruit impulsif à moyenne fréquence dans les habitats importants 	<p>Régional</p>	<p>Estimation basée sur la conception de l'ASI 2018 DS. <i>Corrigé et non corrigé pour le biais de disponibilité.</i> Chaque fois que les valeurs d'abondance historiques sont</p>	<p>Maintenir l'abondance totale aux niveaux de référence ou au-dessus.</p>	<p><i>Pas de diminution de ≥ 1,5 % au cours d'une période de déclaration.</i></p>
<p>Cachalot (<i>Physeter macrocephalus</i>)</p> <ul style="list-style-type: none"> - Régulièrement présent dans toutes les sous-régions, sauf l'Adriatique. - Liste méditerranéenne de l'UICN : EN - Longueur des générations = 31,9 (période de 3 générations = 95,7 ans) 	<p>Régional</p>	<p>révisées, une nouvelle évaluation de l'espèce est nécessaire.</p>	<p>Maintenir l'abondance totale aux niveaux de référence ou au-dessus.</p>	<p><i>Pas de diminution de ≥20% sur 3 générations (1,3% dans une période de déclaration).</i></p>

Rorqual commun (<i>Balaenoptera physalus</i>) - Régulièrement présent dans toutes les sous-régions - Liste méditerranéenne de l'UICN : EN - Longueur des générations = 25,9 (période de 3 générations = 77,7 ans)	Régional		Maintenir l'abondance totale aux niveaux de référence ou au-dessus.	<i>Pas de diminution de $\geq 20\%$ sur 3 générations (1,5% dans une période de déclaration).</i>
--	----------	--	---	--

Source: Les longueurs de génération estimées proviennent de Taylor et al. 2007.

61 En ce qui concerne les définitions existantes du BEE pour les espèces de cétacés CI4 (Abondance), il est important de noter que les catégories de l'UICN n'évaluent pas l'état actuel d'une espèce par rapport à un état "vierge", pas plus que le MSFD ou le HD. Il y a un accord général sur le fait qu'il est impossible d'établir ce que signifie "niveaux naturels" en termes quantitatifs, en raison d'une combinaison du manque de données et de séries historiques et de la complexité démographique et écologique de nombreuses espèces, y compris les mammifères marins. Cela explique la raison pour laquelle nous n'utilisons pas la terminologie "valeurs de base", qui pourrait être trompeuse, mais plutôt "valeurs de référence". Les valeurs de référence initiales pour les espèces de cétacés peuvent être basées sur les résultats des analyses de données du projet ASI 2018 ; bien que certaines sous-régions (c'est-à-dire l'Adriatique) puissent avoir des valeurs d'abondance collectées plus tôt à l'échelle correcte et par des "méthodes primaires" (voir Tableaux récapitulatifs, BEE 32-38 pâle), ce qui peut permettre de déplacer la première valeur de référence à une date antérieure par rapport aux années précédentes (c'est-à-dire 2010 ; Fortuna et al. 2018).

62 La transposition de la signification quantitative du critère A de l'UICN pour définir la condition de "préoccupation mineure" sur une fenêtre de "temps de 3 générations" a été faite par rapport à la période de rapport de l'EcAp/IMAP (6 ans). En termes simples, cela signifie qu'une diminution de moins de 20% sur une période de "3 générations" est acceptable. Une diminution comprise entre 20% et 29% qualifierait une espèce pour la catégorie "quasi-menacée". Les diminutions potentielles "acceptables" varient d'une espèce à l'autre car le temps de génération varie, parfois considérablement.

63 La définition de l'UICN de la "durée des générations" est la suivante : "l'âge moyen des parents de la cohorte actuelle (c'est-à-dire des individus nouveau-nés dans la population). La longueur des générations reflète donc le taux de renouvellement des individus reproducteurs dans une population. La durée des générations est supérieure à l'âge de la première reproduction et inférieure à l'âge de l'individu reproducteur le plus âgé, sauf pour les taxons qui ne se reproduisent qu'une fois. Lorsque la durée des générations varie en fonction des menaces, il convient d'utiliser la durée la plus naturelle, c'est-à-dire celle qui existait avant la perturbation" (Taylor et al. 2007). La longueur de génération inclut le paramètre Inter-breeding interval (IBI).

64 Les seuils proposés considèrent ce qu'il faut faire dans le cas des espèces LC et ce qu'il faut faire pour toutes les autres espèces qui sont listées dans les catégories de menace (c'est-à-dire en danger critique d'extinction, en danger et vulnérable). En termes de routine de surveillance, la catégorie "Quasi menacée" devrait être considérée comme une zone "tampon" dans laquelle les pays devraient s'engager dans des cycles de surveillance ad hoc, en se concentrant éventuellement sur les paramètres qui peuvent aider à mieux comprendre la situation réelle pour une espèce donnée.

Recommandation pour les travaux futurs: Le niveau de signification approprié pour les seuils et les valeurs de référence doit être discuté et convenu avant la prochaine évaluation. (2023).

Recommandation pour les travaux futurs: Des travaux supplémentaires doivent être effectués avant la prochaine évaluation sur l'évaluation de l'impact potentiel de lignes de base en constante évolution et sur l'autorisation d'utiliser des tendances en constante diminution dans une fenêtre temporelle spécifique pour CI3, CI4 et CI5. Voir, par exemple, les solutions adoptées par OSPAR concernant la production de petits phoques gris.

65 Pour l'indicateur commun 5 (paramètres démographiques), des valeurs de référence et de seuil devront être définies, dès que des informations suffisantes seront disponibles sur les caractéristiques démographiques et seront suffisamment robustes pour fournir des valeurs moyennes pour les populations de référence sous-régionales. En fait, afin de développer des valeurs de référence appropriées pour les espèces pour lesquelles

cela est possible (c'est-à-dire celles pour lesquelles des données sur le marquage-recapture, le sexe et l'histoire de la reproduction peuvent être acquises), des ensembles de données à long terme sont nécessaires (généralement de quelques décennies). En outre, étant donné la grande variabilité au sein des espèces, cet indicateur pourrait être particulièrement difficile à établir pour les espèces de cétacés.

3.7.2 VALEURS DE REFERENCE PROPOSEES ET SEUILS POUR LE PHOQUE MOINE

66 Les résumés de nos propositions sur les valeurs de référence et les seuils potentiels pour le phoque moine pour tous les indicateurs communs (3, 4, 5 et 12) sont contenus dans l'"ÉTAPE 3" (section rouge clair) des tableaux récapitulatifs (voir page BEE 32-38).

67 Malheureusement, il n'existe pas de carte de référence pour l'aire de répartition de l'espèce au niveau méditerranéen, avec suffisamment de détails permettant de mesurer les déplacements de l'aire de répartition sur des périodes de déclaration de 6 ans. Actuellement, les seules données disponibles sont contenues dans la liste rouge 2015 de l'UICN et dans la subdivision de la stratégie 2019 sur le phoque moine des zones abritant des phoques résidents (et donc des noyaux reproducteurs connus), par opposition aux zones avec des observations de phoques moines, mais aucune carte officielle n'existe.

Recommandation pour les travaux futurs : En ce qui concerne l'IC 3, les cartes d'aires de répartition existantes établies pour les rapports de la directive Habitats, qui devraient être les mêmes que celles de la MSFD, devraient être fusionnées en une seule, avec l'ajout d'autres données provenant de pays de l'UE et hors de l'UE (par exemple, science citoyenne, surveillance IMAP, travail de terrain et échouages, etc.). Il s'agit de la base de référence actuelle par rapport à laquelle on peut mesurer les changements dans le BEE. Ce travail devrait être finalisé avant la prochaine période de référence (2023).

68 Des problèmes similaires s'appliquent à l'estimation de l'abondance : à l'heure actuelle, l'estimation de l'UICN, bien que basée sur les meilleures preuves disponibles, est encore loin de décrire l'estimation réelle de la population qui devrait être basée sur des méthodologies homogènes. En fait, les méthodes utilisées dans la région pour estimer l'abondance sont extrêmement différentes (par exemple, la population grecque est estimée par des comptages de petits convertis en nombre d'individus totaux sur la base d'un multiplicateur obtenu à partir de diverses populations de phoques moines, alors que la population de la côte sud-est de la Turquie est estimée par des méthodes de marquage-recapture).

Recommandation pour les travaux futurs : En ce qui concerne l'IC 4, les experts méditerranéens doivent coopérer pour établir une méthode standard d'estimation de l'abondance qui tienne compte des déplacements individuels dans toute l'aire de répartition, ce qui permettra d'informer et de comparer les tendances temporelles et sous-régionales, avant l'évaluation de 2023. Cette initiative devrait être organisée dans le cadre du processus de révision de l'IMAP.

69 Le suivi et l'évaluation de cette espèce menacée (Karamanlidis et Dendrinis 2015) bénéficieraient grandement de programmes concertés analysant soigneusement les tendances de l'aire de répartition, de l'abondance totale et des taux de reproduction.

70 En ce qui concerne les paramètres démographiques, la production de petits (nombre de petits) est un paramètre important à utiliser pour évaluer la population méditerranéenne. Compte tenu de la difficulté d'effectuer un suivi à grande échelle, il pourrait être raisonnable d'élire des "zones index" (par exemple, le bassin levantin, les îles ioniennes, le nord de la mer Égée, etc. Ceux-ci pourraient être : (a) le taux de natalité annuel dans les "zones index" (femelles reproductrices/nombre de petits) ; (b) la structure des classes d'âge (à long terme) ; (c) l'âge à la maturité, etc.

Recommandation pour les travaux futurs : En ce qui concerne l'IC 5, les experts méditerranéens doivent coopérer pour élaborer une approche plus structurée sur la façon d'explorer et d'identifier les meilleurs paramètres démographiques pour le suivi à moyen et long terme, avant l'évaluation de 2023. Cette initiative devrait être organisée dans le cadre du processus de révision de l'IMAP.

3.8 Nouveaux indicateurs communs candidats (CCI) de l'IMAP concernant les mammifères marins

71 En ce qui concerne l'évaluation de l'impact d'un écosystème pollué au niveau de la population (EO9), la création d'un indicateur commun candidat qui représente une approximation de "l'état de santé de la population des espèces de cétacés" est proposée. Cet ICC évaluerait le niveau de concentration des polluants

dans les tissus des spécimens en liberté et échoués, en particulier des composés tels que les polychlorobiphényles (PCB), les polybromodiphényléthers (PBDE), l'hexachlorobenzène (HCB) et le dichlorodiphényltrichloroéthane et ses principaux métabolites (DDT), les métaux lourds et les nouveaux polluants émergents. Cette nouvelle ICC pourrait être surveillée au niveau sous-régional et nécessiterait des programmes concertés/coordonnés. Elle serait analysée dans des échantillons de graisse, de foie, de rein et de peau (l'idéal étant d'envisager également les os, la rate et les poumons) prélevés sur des animaux échoués et sur des spécimens vivant en liberté (par le biais d'échantillonnages biopsiques de la graisse et de la peau effectués dans les juridictions nationales et par des chercheurs ayant une expertise contrastée en matière d'échantillonnage biopsique à distance). Ces données doivent être prises en compte au niveau sous-régional pour l'évaluation.

72 Les définitions de l'indicateur commun candidat pourraient être similaires à celles du critère D8C2 (espèces et habitats menacés par les contaminants) de la directive-cadre sur la sécurité alimentaire, comme le montre le tableau ci-dessous :

Éléments de critères	Critères	Normes méthodologiques
<p>Espèces et habitats menacés par les contaminants.</p> <p>Les États membres établissent cette liste d'espèces et de tissus pertinents à évaluer, ainsi que d'habitats, dans le cadre d'une coopération régionale ou sous-régionale.</p>	<p>D8C2 - Secondaire :</p> <p>La santé des espèces et l'état des habitats (tels que leur composition en espèces et leur abondance relative dans les lieux de pollution chronique) ne sont pas altérés par les contaminants, y compris les effets cumulatifs et synergiques.</p> <p>Les États membres établissent ces effets néfastes et leurs valeurs seuils dans le cadre d'une coopération régionale ou sous-régionale.</p>	<p><i>Utilisation des critères :</i></p> <p><i>La mesure dans laquelle le bon état écologique a été atteint est exprimée pour chaque zone évaluée comme suit :</i></p> <p>(a) [...]</p> <p>(b) pour chaque espèce évaluée selon le critère D8C2, une estimation de l'abondance de sa population dans la zone évaluée qui est affectée négativement ;</p> <p>(c) [...].</p> <p><i>L'utilisation du critère D8C2 dans l'évaluation globale du bon état écologique pour le descripteur 8 est convenue au niveau régional ou sous-régional.</i></p> <p><i>Les résultats de l'évaluation du critère D8C2 contribuent aux évaluations des descripteurs 1 et 6, le cas échéant.</i></p>

4. SUGGESTIONS POTENTIELLEMENT PERTINENTES POUR LA DISCUSSION SUR LES DÉCISIONS CONCERNANT LE BEE CONVENU ET SUR LE PROCESSUS GLOBAL D'INTEGRATION EN COURS

73 Tout en considérant le processus en cours au niveau européen sur la MSFD et au niveau régional sur l'EcAp et l'IMAP, les auteurs ont identifié quelques sujets qui pourraient être intéressants pour une considération future. Ces sujets sont les suivants

- 1) Les espèces suivantes ont une distribution géographique limitée en Méditerranée. Il convient de réfléchir à l'opportunité de les prendre en compte à un moment donné, en fonction de leur importance dans une perspective de sous-région.

<i>Espèces dont la répartition géographique sous-régionale est limitée</i>			
Espèces	Présence	Valeur de référence	Informations complémentaires

Marsouin commun (<i>Phocoena phocoena relicta</i>)	Méditerranée orientale : mer Égée du Nord	Non disponible	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Phocoena phocoena</i> est une espèce prioritaire dans le cadre du HD de l'UE. Cette sous-espèce est endémique de la Mer Noire. • Longueur des générations = 11,9 (pour <i>Phocoena phocoena</i>)
Épaulard (<i>Orcinus orca</i>)	Détroit de Gibraltar (Méditerranée occidentale)	Vérifier l'évaluation en cours de l'UICN	<ul style="list-style-type: none"> • Longueur de la génération = 25,7
Dauphin à dents dures (<i>Steno bredanensis</i>)	Méditerranée orientale	Vérifier l'évaluation en cours de l'UICN	<ul style="list-style-type: none"> • Generation length= Not available
Fausse orque (<i>Pseudorca crassidens</i>)	Méditerranée orientale (à proximité du canal de Suez)	Non disponible	<ul style="list-style-type: none"> • Espèce fréquemment rencontrée dans la zone adjacente au canal de Suez. Des observations et des échouages récents (2019-2020) ont été signalés en Tunisie et en Libye.

2) Les indicateurs communs pourraient être classés par ordre de priorité. Par exemple, pour évaluer l'état d'une espèce de cétacés donnée, il suffit de recueillir régulièrement des informations sur l'abondance (IC4) et la mortalité due à l'homme (par exemple, IC12). Cela est également vrai dans le contexte de la liste rouge de l'UICN, au titre du critère A.

74 Outre ces considérations, sachant que la discussion sur l'intégration globale du BEE dans tous les indicateurs communs (sujet hors du champ d'application du présent rapport) est en cours, il est important de souligner que ce processus devrait dûment prendre en compte les questions liées aux espèces et pressions transfrontalières et à leur connectivité, étant donné que la réalisation du BEE par une Partie contractante peut dépendre des mesures prises par d'autres Parties contractantes au sein de la région ou de toute sous-région, compte tenu des diverses interactions entre ces éléments, notamment en ce qui concerne les pressions anthropiques qui peuvent avoir des effets transfrontaliers.

75 Pour atteindre l'objectif ultime (c'est-à-dire : évaluer le BEE global de la Méditerranée), il convient de définir une stratégie sur la manière d'intégrer les pressions, les impacts et les éléments de l'état et leur interrelation dans la mesure du possible parmi les différents objectifs écologiques (OE) pertinents (2018 UNEP/MED WG.450/3 ; 2019 UNEP/MED WG.467/7 ; 2020 UNEP/MED WG.482/Inf.13).

5. REFERENCES

ACCOBAMS 2019. Report from the Joint ACCOBAMS/ASCOBANS Working Group on the Marine Strategy Framework Directive (MSFD). Seventh Meeting of the Parties to ACCOBAMS, Istanbul, Republic of Turkey, 5 - 8 November 2019, ACCOBAMS-MOP7/2019/Inf 47, 29 pale BEE.

ACCOBAMS ASI

ADD UNEP/MED WG.450/3

ASCOBANS, 2000. Resolution on Incidental Take of Small Cetaceans. ASCOBANS Meeting of Parties 3, Bristol, 2000.

Barcelona Convention Decision IG.20/4 on Implementing MAP ecosystem approach roadmap: Mediterranean Ecological and Objectif opérationnels, Indicators and Timetable for implementing the ecosystem approach roadmap. 2012.

Barcelona Convention Decision IG.21/3 on the Ecosystems Approach including adopting definitions of Good Environmental Status (LE BEE) and targets. 2013.

Barcelona Convention Decision IG.23/6 on 2017 Mediterranean Quality Status Report. 2017.

Barcelona Convention Decision IG.24/4 on Assessment Studies. 2019.

Barcelona Convention Decision IG.24/7 on Strategies and Action Plans under the Protocol concerning Specially Protected Areas and Biological Diversity in the Mediterranean, including the SAP BIO, the Strategy on Monk Seal, and the Action Plans concerning Marine Turtles, Cartilaginous Fishes and Marine Vegetation; Classification of Benthic Marine Habitat Types for the Mediterranean Region, and Reference List of Marine and Coastal Habitat Types in the Mediterranean. 2019.

COMMISSION DECISION (EU) 2017/848 of 17 May 2017 laying down criteria and methodological standards on good environmental status of marine waters and specifications and standardised methods for monitoring and assessment and repealing Decision 2010/477/EU.

Cooke, J.G., 1999. Improvement of fishery-management advice through simulation testing of harvest algorithms. ICES Journal of Marine Science, 56: 797-810.

Decision IG.22/7 on Integrated Monitoring and Assessment Programme of the Mediterranean Sea and Coast and Related Assessment Criteria. 2016.

Evans, D., Arvela, M. 2011. Assessment and reporting under Article 17 of the Habitats Directive: Explanatory Notes & Guidelines for the period 2007-2012. Final version, July 2011. European Topic Centre on Biological Diversity. 123 pale BEE.

FAO. 2018

FAO. 2019. Monitoring the incidental catch of vulnerable species in Mediterranean and Black Sea fisheries: Methodology for data collection. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 640. Rome, FAO.

Hammond, P.S., Paradinas, I., Smout, S.C., 2019. Development of a Removals Limit Algorithm (RLA) to set limits to anthropogenic mortality of small cetaceans to meet specified conservation objectives, with an example implementation for bycatch of harbor porpoise in the North Sea. JNCC Report No. 628, JNCC, Peterborough, ISSN 0963-8091.

Karamanlidis, A. & Dendrinis, P. 2015. *Monachus monachus* (errata version published in 2017). The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T13653A117647375. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T13653A45227543.en>.

OSPAR 2011. Report of the OSPAR/MSFD workshop on approaches to determining LE BEE for biodiversity. OSPAR Commission, 55 pale BEE.

Palialexis A., D. Connor, D. Damalas, J. Gonzalvo, D. Micu, I. Mitchel, S. Korpinen, A. F. Rees, F. Somma. Indicators for status assessment of species, relevant to MSFD Biodiversity Descriptor. EUR 29820 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2019, ISBN 978-92-76-09156-1, doi:10.2760/282667, JRC117126.

UNEP MAP 2019. Agenda Item 8: Monitoring Protocols for IMAP Indicateur communs related to Pollution and Guidance on monitoring concerning IMAP Indicateur communs related to Biodiversity and Non-Indigenous Species Monitoring Protocols for IMAP Indicateur communs related to Biodiversity and Non-Indigenous species. 7th Meeting of the Ecosystem Approach Coordination Group, Athens, Greece, 9 September 2019, UNEP/MED WG.467/16.

UNEP MAP. 2017a. Action Plan for the Conservation of Cetaceans in the Mediterranean Sea. UN Environment/MAP Athens, Greece 2017.

UNEP MAP. 2017b. IMAP Indicateur commun Guidance Facts Sheets (Pollution and Marine Litter). 6th Meeting of the Ecosystem Approach Coordination Group, Athens, Greece, 11 September 2017. 77 pale BEE. UNEP(DEPI)/MED WG.444/5.

UNEP MAP. 2017c. IMAP Indicateur commun Guidance Facts Sheets (Biodiversity and Fisheries). 6th Meeting of the Ecosystem Approach Coordination Group, Athens, Greece, 11 September 2017. 123 pale BEE. UNEP(DEPI)/MED WG.444/6/Rev.1.

Wade, P. 1998. Calculating limits to the allowable human-caused mortality of cetaceans and pinnipeds. *Marine Mammal Science* 14(1):1–37.

TABLEAUX RÉCAPITULATIFS - INDICATEURS COMMUNS (CI) DE L'IMAP, OBJECTIFS ET CIBLES DU BEE LIÉS AUX MAMMIFÈRES MARINS

Indicateurs communs EcAp, objectifs écologiques, définitions du BEE et objectif du BEE convenus.						ÉTAPE 1 Affiner les échelles de surveillance, en révisant les propositions IMAP/EcAp existantes et en identifiant les échelles adéquates pour les espèces les plus pertinentes dans le contexte méditerranéen.		ÉTAPE 2 Élaboration des échelles d'évaluation (si elles sont différentes de celles du suivi) et des critères d'évaluation		ÉTAPE 3 Développer des valeurs seuils et de référence	
Indicateur commun	Objectif écologique	Objectif opérationnel	Définition du BEE	Objectif du BEE	Commentaires, suggestions	Contexte actuel	Modifications proposées	Contexte actuel	Modifications proposées	Contexte actuel	Propositions
						Espèce/groupe fonctionnel	Clé : WM=Méditerranée occidentale ; I&CM=Méditerranée ionienne et centrale ; A=Adriatique ; A&LS=Mers égéenne et levantine.				
CI3 : Aire de répartition des espèces ¹	Eo1 - La diversité biologique est maintenue ou renforcée. La qualité et l'occurrence des habitats côtiers et marins ainsi que la répartition et l'abondance des espèces côtières et marines sont conformes aux conditions physiographiques, hydrographiques, géographiques et climatiques dominantes.	1.1 La répartition des espèces est maintenue	Aucun dans la décision IG.21/3.	<p>Etat: Aucun dans la décision IG.21/3.</p> <p>Proposition 2017²: La répartition des mammifères marins reste stable ou s'étend et les espèces dont la répartition a été réduite dans le passé sont dans un état de conservation favorable et peuvent recoloniser des zones avec des habitats appropriés.</p> <p>Pression/Réponse³: Les activités humaines susceptibles d'exclure les mammifères marins de leur habitat naturel dans leur aire de répartition ou d'endommager leur habitat sont réglementées et contrôlées.</p> <p>Mesures de conservation mises en œuvre pour les zones d'importance pour les cétacés.</p> <p>Des mesures de gestion de la pêche qui atténuent fortement le risque de prise accidentelle de phoques moines et de cétacés lors des opérations de pêche sont mises en œuvre.</p>		Rorqual commun / Mysticetes	<p>Surveillance primaire</p> <ul style="list-style-type: none"> - Échelle géographique : Régionale. - Méthode : standard et synchronisée entre tous les pays (c.a.d. similaire à l'ASI). - Fréquence : au moins une fois par période de rapport. <p>Surveillance secondaire</p> <ul style="list-style-type: none"> - Échelle géographique : Sous-régionale / nationale. <ul style="list-style-type: none"> o Sous-régions de haute priorité (HP) : dans les régions WM et I&CM, habitats clés pour cette espèce (c'est-à-dire alimentation, corridor). o Sous-régions de faible priorité (LP) en A et A&LS. - Méthode : <ul style="list-style-type: none"> o en HP : surveillance régulière systématique (y compris photo-id). o en LP : compléter le suivi systématique par une autre méthode adéquate et standard (UNEP MAP 2019). - Fréquence : <ul style="list-style-type: none"> o dans les sous-régions HP, l'exigence minimale est la suivante : au moins trois fois (mieux, annuellement dans des endroits sélectionnés) ; o dans les LP, au moins une fois au cours de la période de référence. 	Nouvelle proposition dans le document UNEP/MED WG.450/3 : • - Régional : grands cétacés	<ul style="list-style-type: none"> • Évaluation primaire/MRU : régionale. • Fréquence : une fois par période de rapport. 	Aucun	<p>Valeurs de référence de l'aire de répartition :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Cétacés de Méditerranée (toutes les espèces) : carte à créer basée sur Mannocci et al. 2018, Canadas et al. 2018 (Ziphius) - Cétacés de l'Adriatique : Fortuna et al. 2018 (Tusiops, Stenella) - Phoques moines : carte à créer sur la base de toutes les données existantes.
						Cachalot / Odontocete (alimentation profonde)	<p>Surveillance primaire</p> <ul style="list-style-type: none"> - Échelle géographique : Régionale. - Méthode : Comme dans la cellule précédente. - Fréquence : Comme dans la cellule précédente. <p>Surveillance secondaire</p> <ul style="list-style-type: none"> - Échelle géographique : Sous-régionale / nationale. <ul style="list-style-type: none"> o Haute priorité (HP) dans les habitats clés de la MO, de l'I&CM et de l'A&LS pour cette espèce (c.-à-d. reproduction, corridor). o Faible priorité (LP) en A - Méthode : Comme dans la cellule "Rorqual commun". - Fréquence : Comme dans la cellule "Rorqual commun". 			Aucun	<p>Seuils pour la gamme de distribution</p> <p>L'étendue de la distribution de chaque espèce reste stable ou s'étend par rapport à une carte de référence (voir ci-dessus). En particulier, l'étendue de l'occurrence (EOO) montre : 1) aucun déclin (dans toutes les sous-régions où l'espèce a été régulièrement trouvée depuis la dernière évaluation, 2) aucun déclin du nombre d'emplacements ou de populations putatives locales pour l'espèce dans son aire de répartition. Étant donné la difficulté d'évaluer la distribution des espèces de cétacés à une échelle plus fine, les valeurs de référence et les seuils pour cet IC doivent être révisés à chaque cycle d'évaluation.</p>
						Baleine à bec de Cuvier (alimentation profonde)	<p>Surveillance primaire</p> <ul style="list-style-type: none"> - Échelle géographique : Régionale. - Méthode : Comme dans la cellule "Rorqual commun". - Fréquence : Comme dans la cellule "Rorqual commun". <p>Surveillance secondaire</p> <ul style="list-style-type: none"> - Échelle géographique : Sous-régionale / nationale. <ul style="list-style-type: none"> o Haute priorité (HP) dans les habitats clés pour cette espèce (c'est-à-dire l'alimentation) dans les zones WM, I&CM et A&LS. o Faible priorité (LP) en A - Méthode : Comme dans la cellule "Rorqual commun". - Fréquence : Comme dans la cellule "Rorqual commun". 			Aucun	

¹ <https://www.medqsr.org/common-indicator-3-species-distributional-range-marine-mammals>

² UNEP(DEPI)/MED WG.444/6/Rev.1. IMAP Indicateur commun Guidance Facts Sheets (Biodiversity and Fisheries). 6th Meeting of the Ecosystem Approach Coordination Group, Athens, Greece, 11 September 2017.

³ Decision IG.21/3 on the Ecosystems Approach including adopting definitions of Good Environmental Status (LE BEE) and targets.

TABLEAUX RÉCAPITULATIFS - INDICATEURS COMMUNS (CI) DE L'IMAP, OBJECTIFS ET CIBLES DU BEE LIÉS AUX MAMMIFÈRES MARINS

Indicateurs communs EcAp, objectifs écologiques, définitions du BEE et objectif du BEE convenus.						ÉTAPE 1 Affiner les échelles de surveillance, en révisant les propositions IMAP/EcAp existantes et en identifiant les échelles adéquates pour les espèces les plus pertinentes dans le contexte méditerranéen.		ÉTAPE 2 Élaboration des échelles d'évaluation et des critères d'évaluation		ÉTAPE 3 Développer des valeurs seuils et de référence	
Indicateur commun	Objectif écologique	Objectif opérationnel	Définition du BEE	Objectif du BEE	Commentaires, suggestions	Contexte actuel		Contexte actuel	Modifications proposées	Contexte actuel	Propositions
						Espèce/groupe fonctionnel	Modifications proposées				
CI3 : Aire de répartition des espèces ⁴	Eo1 - La diversité biologique est maintenue ou renforcée. La qualité et l'occurrence des habitats côtiers et marins ainsi que la répartition et l'abondance des espèces côtières et marines sont conformes aux conditions physiographiques, hydrographiques, géographiques et climatiques dominantes.	1.1 La répartition des espèces est maintenue	Aucun dans la décision IG.21/3. Proposition 2017 : Les espèces sont présentes dans toute leur aire de répartition naturelle.	Etat Aucun dans la décision IG.21/3. Proposition 2017 ⁵ : La répartition des mammifères marins reste stable ou s'étend et les espèces dont la répartition a été réduite dans le passé sont dans un état de conservation favorable et peuvent recoloniser des zones avec des habitats appropriés. Pression/Réponse ⁶ : Les activités humaines susceptibles d'exclure les mammifères marins de leur habitat naturel dans leur aire de répartition ou d'endommager leur habitat sont réglementées et contrôlées. Mesures de conservation mises en œuvre pour les zones d'importance pour les cétacés. Des mesures de gestion de la pêche qui atténuent fortement le risque de prise accidentelle de phoques moines et de cétacés lors des opérations de pêche sont mises en œuvre.		Globicéphale à longue nageoire (alimentation épipelagique)	Surveillance primaire - Échelle géographique : Régionale. - Méthode : Standard et synchronisée dans tous les pays (c'est-à-dire similaire à l'AIS). - Fréquence : au moins une fois par période de référence. Surveillance secondaire - Échelle géographique : Sous-régionale / nationale. o Sous-régions de haute priorité (HP) : dans les régions WM et I&CM, habitats clés pour cette espèce (c'est-à-dire alimentation, corridor). o Sous-régions de faible priorité (LP) dans les régions A et A&LS. - Méthode : o en HP : suivi systématique régulier (y compris photo-id). o en LP : compléter le suivi systématique par une autre méthode appropriée et standard (UNEP MAP 2019). - Fréquence : o dans les sous-régions HP, l'exigence minimale est : au moins trois fois (mieux, annuellement dans des endroits sélectionnés) ; o dans les LP, au moins une fois pendant la période de référence.	Nouvelle proposition dans le document UNEP/MED WG.450/3 : - Sous-régional : petits cétacés	<ul style="list-style-type: none"> • Évaluation primaire/MRU : Régional. • Fréquence : une fois par période de rapport. 	Aucun	Voir page précédente.
						Dauphin de Risso (alimentation épipelagique)	Surveillance primaire - Échelle géographique : Régionale. - Méthode : Comme dans la cellule précédente. - Fréquence : Comme dans la cellule précédente. Surveillance secondaire - Échelle géographique : Sous-régionale / nationale. o Sous-régions de haute priorité (HP) dans WM & A : habitats clés pour cette espèce (c'est-à-dire alimentation, corridor). o Faible priorité (LP) dans I&CM et A&LS. - Méthode : Comme dans la cellule "Rorqual commun". - Fréquence : Comme dans la cellule "Rorqual commun".			Aucun	
						Grand dauphin (alimentation épipelagique)	Surveillance primaire - Échelle géographique : Régionale. - Méthode : Comme dans la cellule précédente. - Fréquence : Comme dans la cellule précédente. Surveillance secondaire - Échelle géographique : Sous-régionale / nationale. o Sous-régions de haute priorité (HP) dans les habitats clés pour cette espèce dans toutes les sous-régions (c'est-à-dire alimentation, corridor). o Faible priorité (LP) dans les zones offshore. - Méthode : Comme dans la cellule "Rorqual commun". - Fréquence : Comme dans la cellule "Rorqual commun".			Aucun	
						Dauphin commun (alimentation épipelagique)	Surveillance primaire - Échelle géographique : Régionale. - Méthode : Comme dans la cellule précédente. - Fréquence : Comme dans la cellule précédente. Surveillance secondaire - Échelle géographique : Sous-régionale / nationale. o Sous-régions de haute priorité (HP) dans WM & A : habitats clés pour cette espèce (c'est-à-dire alimentation, corridor). o Faible priorité (LP) dans I&CM et A&LS. - Méthode : Comme dans la cellule "Rorqual commun". - Fréquence : Comme dans la cellule "Rorqual commun".			Aucun	
						Dauphin rayé (epipelagic feeder)	Surveillance primaire - Échelle géographique : Régionale. - Méthode : Comme pour la cellule "Rorqual commun" (sauf pour le photo-id). - Fréquence : Comme dans la cellule "Rorqual commun".			Aucun	

⁴ <https://www.medqsr.org/common-indicator-3-species-distributional-range-marine-mammals>

⁵ UNEP(DEPI)/MED WG.444/6/Rev.1. IMAP Indicateur commun Guidance Facts Sheets (Biodiversity and Fisheries). 6th Meeting of the Ecosystem Approach Coordination Group, Athens, Greece, 11 September 2017.

⁶ Decision IG.21/3 on the Ecosystems Approach including adopting definitions of Good Environmental Status (LE BEE) and targets.

TABLEAUX RÉCAPITULATIFS - INDICATEURS COMMUNS (CI) DE L'IMAP, OBJECTIFS ET CIBLES DU BEE LIÉS AUX MAMMIFÈRES MARINS

Indicateurs communs EcAp, objectifs écologiques, définitions du BEE et objectif du BEE convenus.						ÉTAPE 1 Affiner les échelles de surveillance, en révisant les propositions IMAP/EcAp existantes et en identifiant les échelles adéquates pour les espèces les plus pertinentes dans le contexte méditerranéen.		STEP 2 Developing scales of assessment and assessment criteria		ÉTAPE 3 Développer des valeurs seuils et de référence		
Indicateur commun	Objectif écologique	Objectif opérationnel	Définition du BEE	Objectif du BEE	Commentaires, suggestions	Contexte actuel		Contexte actuel	Modifications proposées	Contexte actuel	Propositions	
						Espèce/groupe fonctionnel	Modifications proposées					
CI3 : Aire de répartition des espèces	EO1 - La diversité biologique est maintenue ou renforcée. La qualité et l'occurrence des habitats côtiers et marins ainsi que la répartition et l'abondance des espèces côtières et marines sont conformes aux conditions physiographiques, hydrographiques, géographiques et climatiques dominantes.	1.1 La répartition des espèces est maintenue	Le phoque moine est présent le long des côtes méditerranéennes recensées, avec des habitats appropriés pour l'espèce. ⁶ .	<p>Etat⁷: La répartition du phoque moine reste stable ou en expansion et l'espèce recolonise des zones avec des habitats appropriés.</p> <p>Pression⁷: Les activités humaines susceptibles d'exclure les mammifères marins de leur habitat naturel dans leur aire de répartition ou d'endommager leur habitat sont réglementées et contrôlées.</p> <p>Des mesures de gestion de la pêche qui atténuent fortement le risque de prise accidentelle de phoques moines et de cétacés lors des opérations de pêche sont mises en œuvre.</p>		Phoque moine	<p><i>Clé : WM=Méditerranée occidentale ; I&CM=Méditerranée ionienne et centrale ; A=Adriatique ; A&LS=Mers égéenne et levantine.</i></p> <p>Modifications proposées</p> <p>Surveillance primaire</p> <ul style="list-style-type: none"> - Échelle géographique : Sous-régionale <ul style="list-style-type: none"> o Dans les pays du groupe A : o Plus précisément, surveiller les populations dans les sites conformes à la Stratégie régionale pour la conservation du phoque moine en Méditerranée (RSMS). o Dans les pays des groupes B et C : zone avec un habitat approprié et/ou une présence historique. - Méthode : <ul style="list-style-type: none"> o Dans les pays du groupe A : Registre sur les observations opportunistes / science citoyenne Pièges photographiques dans des grottes sélectionnées o Dans les pays des groupes B et C : Registre des observations opportunistes (exigence minimale) Pièges photographiques dans des grottes sélectionnées sur des sites identifiés par le RSMS révisé. - Fréquence : Annuelle (exigence minimale) ou tous les sites connus dans chaque pays du groupe A couverts au moins trois fois (semestriellement) par période de déclaration. 		Aucun	<ul style="list-style-type: none"> • Évaluation primaire/MRU : Régional. • Fréquence : une fois par période de rapport. 	Aucun	<p>Valeurs de référence de l'aire de répartition :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Phoque moine : carte à créer à partir de toutes les données existantes.

TABLEAUX RÉCAPITULATIFS - INDICATEURS COMMUNS (CI) DE L'IMAP, OBJECTIFS ET CIBLES DU BEE LIÉS AUX MAMMIFÈRES MARINS

Indicateurs communs EcAp, objectifs écologiques, définitions du BEE et objectif du BEE convenus.						ÉTAPE 1 Affiner les échelles de surveillance, en révisant les propositions IMAP/EcAp existantes et en identifiant les échelles adéquates pour les espèces les plus pertinentes dans le contexte méditerranéen.		STEP 2 Developing scales of assessment and assessment criteria		ÉTAPE 3 Développer des valeurs seuils et de référence	
Indicateur commun	Objectif écologique	Objectif opérationnel	Définition du BEE	Objectif du BEE	Commentaires, suggestions	Modifications proposées		Contexte actuel	Propositions	Contexte actuel	Propositions
						Contexte actuel	Clé : WM=Méditerranée occidentale ; I&CM=Méditerranée ionienne et centrale ; A=Adriatique ; A&LS=Mers égéenne et levantine.				
CI4 : Abondance de la population de certaines espèces ⁷	EO1- La diversité biologique est maintenue ou renforcée. La qualité et l'occurrence des habitats côtiers et marins ainsi que la répartition et l'abondance des espèces côtières et marines sont conformes aux conditions physiographiques, hydrographiques, géographiques et climatiques dominantes.	1.2 La taille de la population des espèces sélectionnées est maintenue	La population de l'espèce a des niveaux d'abondance permettant de se qualifier pour la catégorie "préoccupation mineure" de l'UICN.	<i>Etat</i> ⁶ : Les populations se rétablissent vers les niveaux naturels. <i>Proposition 2017</i> : Aucune mortalité d'origine humaine ne provoque une diminution de la taille ou de la densité de la population reproductrice. Les populations se rétablissent vers des niveaux naturels.		Rorqual commun	<p>Surveillance primaire</p> <ul style="list-style-type: none"> - Échelle géographique : Régionale. - Méthode : standard et synchronisée entre tous les pays (c.a.d.. similaire à l'ASI). - Fréquence : au moins une fois par période de rapport. <p>Surveillance secondaire</p> <ul style="list-style-type: none"> - Échelle géographique : Sous-régionale / nationale. <ul style="list-style-type: none"> o Sous-régions de haute priorité (HP) : dans les régions WM et I&CM, habitats clés pour cette espèce (c'est-à-dire alimentation, corridor). o Sous-régions de faible priorité (LP) en A et A&LS. - Méthode : <ul style="list-style-type: none"> o en HP : surveillance régulière systématique (y compris photo-id). o en LP : compléter le suivi systématique par une autre méthode adéquate et standard (UNEP MAP 2019). - Fréquence : <ul style="list-style-type: none"> o dans les sous-régions HP, l'exigence minimale est la suivante : au moins trois fois (mieux, annuellement dans des endroits sélectionnés) ; o dans les LP, au moins une fois au cours de la période de référence. 	Protocoles de surveillance IMAP 2019	<ul style="list-style-type: none"> • Évaluation / UFM : régionale. • Fréquence : une fois par période de rapport. 	Aucun.	<ul style="list-style-type: none"> - Vérifier la liste rouge méditerranéenne de l'UICN et si EN, CR, VU, maintenir l'abondance totale aux niveaux de référence ou au-dessus. - Lorsqu'elle figure sur la liste LC, pas de diminution de ≥20% sur 3 générations (1,5% sur une période de déclaration de 6 ans). - Valeur de référence régionale : Estimation basée sur la conception de l'ASI 2018 DS (voir encadré 4 pour plus de détails).
						Cachalot	<p>Surveillance primaire : Comme dans la cellule "Rorqual commun".</p> <p>Surveillance secondaire :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Échelle géographique : Sous-régionale / Nationale. <ul style="list-style-type: none"> o HP : dans WM, I&CM et A&LS. o LP : dans A. - Méthode : Comme dans la cellule "Rorqual commun". - Fréquence : Comme dans la cellule " Rorqual commun ". 	Aucun.		<ul style="list-style-type: none"> - Vérifier la liste rouge méditerranéenne de l'UICN et si EN, CR, VU, maintenir l'abondance totale aux niveaux de référence ou au-dessus. - Lorsqu'elle figure sur la liste LC, pas de diminution de ≥20% sur 3 générations (1,5% sur une période de déclaration de 6 ans). - Valeur de référence régionale : Estimation basée sur la conception de l'ASI 2018 DS (voir encadré 4 pour plus de détails). 	
						Baleine à bec de Cuvier	<p>Surveillance primaire : Comme dans la cellule "Rorqual commun".</p> <p>Surveillance secondaire :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Échelle géographique : Sous-régionale / Nationale. <ul style="list-style-type: none"> o HP : dans WM, I&CM et A&LS. o LP : dans A. - Méthode : Comme dans la cellule "Rorqual commun". • - Fréquence : Comme dans la cellule " Rorqual commun ". 	Aucun.		<ul style="list-style-type: none"> - Vérifier la liste rouge méditerranéenne de l'UICN et si EN, CR, VU, maintenir l'abondance totale aux niveaux de référence ou au-dessus. - Lorsqu'elle figure sur la liste LC, pas de diminution de ≥ 1,5 % au cours d'une période de déclaration de 6 ans. - Valeur de référence régionale : Canadas et al. 2018 & ASI 2018 DS design-based estimate (voir encadré 4 pour plus de détails). 	
						Globicéphale à longue nageoire	<p>Surveillance primaire : Comme dans la cellule "Rorqual commun".</p> <p>Surveillance secondaire :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Échelle géographique : Sous-régionale / Nationale. <ul style="list-style-type: none"> o HP : dans WM, I&CM et A&LS. o LP : dans A. - Méthode : Comme dans la cellule "Rorqual commun". o - Fréquence : Comme dans la cellule " Rorqual commun ". 	Aucun.		<ul style="list-style-type: none"> - Vérifier la liste rouge méditerranéenne de l'UICN et si EN, CR, VU, maintenir l'abondance totale aux niveaux de référence ou au-dessus. - Lorsqu'elle figure sur la liste LC, pas de diminution de ≥20% sur 3 générations (1,7% au cours d'une période de déclaration). - Valeur de référence régionale : Estimation basée sur la conception de l'ASI 2018 DS (voir encadré 4 pour plus de détails). 	
						Dauphin de Risso	<p>Surveillance primaire : Comme dans la cellule "Rorqual commun".</p> <p>Surveillance secondaire</p> <ul style="list-style-type: none"> - Échelle géographique : Sous-régionale / nationale. <ul style="list-style-type: none"> o Sous-régions de haute priorité (HP) dans WM & A. o Faible priorité (LP) dans I&CM et A&LS. - Méthode : Comme dans la cellule "Rorqual commun". - Fréquence : Comme dans la cellule "Fin whale". 	Aucun.		<ul style="list-style-type: none"> - Vérifier la liste rouge méditerranéenne de l'UICN et si EN, CR, VU, maintenir l'abondance totale aux niveaux de référence ou au-dessus. - Lorsqu'elle figure sur la liste LC, pas de diminution de ≥20% sur 3 générations (2,0% au cours d'une période de déclaration). - Valeur de référence régionale : Estimation basée sur la conception de l'ASI 2018 DS (voir encadré 4 pour plus de détails). 	

⁷ <https://www.medqsr.org/common-indicator-4-population-abundance-selected-species-marine-mammals>

TABLEAUX RÉCAPITULATIFS - INDICATEURS COMMUNS (CI) DE L'IMAP, OBJECTIFS ET CIBLES DU BEE LIÉS AUX MAMMIFÈRES MARINS

Indicateurs communs EcAp, objectifs écologiques, définitions du BEE et objectif du BEE convenus.						ÉTAPE 1 Affiner les échelles de surveillance, en révisant les propositions IMAP/EcAp existantes et en identifiant les échelles adéquates pour les espèces les plus pertinentes dans le contexte méditerranéen.		STEP 2 Developing scales of assessment and assessment criteria		ÉTAPE 3 Développer des valeurs seuils et de référence			
Indicateur commun	Objectif écologique	Objectif opérationnel	Définition du BEE	Objectif du BEE	Commentaires, suggestions	Modifications proposées		Contexte actuel	Propositions	Contexte actuel	Propositions		
						Contexte actuel	Clé : WM=Méditerranée occidentale ; I&CM=Méditerranée ionienne et centrale ; A=Adriatique ; A&LS=Mers égéenne et levantine.						
CI4 : Abondance de la population de certaines espèces ⁸	EO1- La diversité biologique est maintenue ou renforcée. La qualité et l'occurrence des habitats côtiers et marins ainsi que la répartition et l'abondance des espèces côtières et marines sont conformes aux conditions physiographiques, hydrographiques, géographiques et climatiques dominantes.	1.2 La taille de la population des espèces sélectionnées est maintenue	La population de l'espèce a des niveaux d'abondance permettant de se qualifier pour la catégorie "préoccupation mineure" de l'UICN.	Etat ⁶ : Les populations se rétablissent vers les niveaux naturels. Proposition 2017: Aucune mortalité d'origine humaine ne provoque une diminution de la taille ou de la densité de la population reproductrice. Les populations se rétablissent vers les niveaux naturels.		Grand dauphin	Surveillance primaire : Comme dans la cellule "Rorqual commun". Surveillance secondaire - Échelle géographique : Sous-régionale / nationale. o Sous-régions de haute priorité (HP) dans WM, A&LS : habitats clés pour cette espèce (c'est-à-dire alimentation, corridor). o Faible priorité (LP) en A, I&CM. - Méthode : Comme dans la cellule "Rorqual commun". • - Fréquence : Comme dans la cellule " Rorqual commun ".	Aucun.		Aucun.	- Vérifier la liste rouge méditerranéenne de l'UICN et si EN, CR, VU, maintenir l'abondance totale aux niveaux de référence ou au-dessus. - Pas de diminution de ≥20% sur 3 générations (1,9% au cours d'une période de déclaration). - Valeur de référence régionale : Estimation basée sur la conception de l'ASI 2018 DS (voir encadré 4 pour plus de détails). o Adriatique : Valeur de référence (2010 : Fortuna et al. 2018).		
						Dauphin commun	Surveillance primaire : Comme dans la cellule "Rorqual commun". Surveillance secondaire - Échelle géographique : Sous-régionale / nationale. o Sous-régions de haute priorité (HP) dans WM, A&LS : habitats clés pour cette espèce (c'est-à-dire alimentation, corridor). o Faible priorité (LP) en A, I&CM. - Méthode : Comme dans la cellule "Rorqual commun". - Fréquence : Comme dans la cellule " Rorqual commun ".	Aucun.				- Vérifier la liste rouge méditerranéenne de l'UICN et si EN, CR, VU, maintenir l'abondance totale aux niveaux de référence ou au-dessus. - Lorsqu'elle figure sur la liste LC, pas de diminution de ≥20% sur 3 générations (2,7% au cours d'une période de déclaration). - Valeur de référence régionale : Estimation basée sur la conception de l'ASI 2018 DS (voir encadré 4 pour plus de détails).	
						Dauphin rayé	Surveillance primaire: Comme dans la cellule " Rorqual commun ".	Aucun.					- Vérifier le statut UICN et si EN, CR, VU alors > seulement. - Maintenir l'abondance totale aux niveaux de référence ou au-dessus. - Lorsqu'elle est répertoriée comme LC, pas de diminution de ≥20% sur 3 générations (1,8% au cours d'une période de déclaration). - Valeur de référence régionale : Estimation basée sur la conception de l'ASI 2018 DS (voir encadré 4 pour plus de détails).
						Phoque moine	Surveillance primaire (en attendant la définition d'une méthode unique et standardisée pour éviter les doubles comptages et permettre les comparaisons interrégionales) - Échelle géographique : Sous-régionale - Méthode : o Pays du groupe A : Comptage d'individus basé sur la surveillance des grottes (exigence minimale) et/ou marquage-recapture basé sur des données de phoques photo-identifiés dans des sites conformes à la stratégie révisée pour le phoque moine. o Pays des groupes B et C : Photo-identification d'individus basée sur des images obtenue à partir de la surveillance non invasive des grottes de repos. Les grottes des sites qui nécessitent une surveillance doivent être décidées sur la base de preuves d'observations récurrentes enregistrées par les résultats du registre d'observations opportunistes. o Fréquence : Annuelle.	Aucun.					

⁸ <https://www.medqsr.org/common-indicator-4-population-abundance-selected-species-marine-mammals>

TABLEAUX RÉCAPITULATIFS - INDICATEURS COMMUNS (CI) DE L'IMAP, OBJECTIFS ET CIBLES DU BEE LIÉS AUX MAMMIFÈRES MARINS

Indicateurs communs EcAp, objectifs écologiques, définitions du BEE et objectif du BEE convenus.						ÉTAPE 1 Affiner les échelles de surveillance, en révisant les propositions IMAP/EcAp existantes et en identifiant les échelles adéquates pour les espèces les plus pertinentes dans le contexte méditerranéen.		STEP 2 Developing scales of assessment and assessment criteria		ÉTAPE 3 Développer des valeurs seuils et de référence	
Indicateur commun	Objectif écologique	Objectif opérationnel	Définition du BEE	Objectif du BEE	Commentaires, suggestions	Modifications proposées		Contexte actuel	Propositions	Contexte actuel	Propositions
						Contexte actuel	Clé : WM=Méditerranée occidentale ; I&CM=Méditerranée ionienne et centrale ; A=Adriatique ; A&LS=Mers égéenne et levantine.				
CI5 : Caractéristiques démographiques de la population ⁹	OE1 - La diversité biologique est maintenue ou renforcée. La qualité et l'occurrence des habitats côtiers et marins ainsi que la répartition et l'abondance des espèces côtières et marines sont conformes aux conditions physiographiques, hydrographiques, géographiques et climatiques dominantes.	1.3 L'état de la population des espèces sélectionnées est maintenu	<p>Etat⁷: Tendances à la baisse de la mortalité d'origine humaine.</p> <p>Pression⁷: Mise en œuvre de mesures appropriées pour atténuer les captures accidentelles, la raréfaction des proies et les autres mortalités d'origine humaine.</p>	<p>Les populations de l'espèce sont en bon état : Faible mortalité d'origine humaine, sex-ratio équilibré et pas de déclin de la production de petits.⁷</p> <p>Proposition 2017: évaluation préliminaire des captures accidentelles, de l'épuisement des proies et d'autres mortalités d'origine humaine, suivie de la mise en œuvre de mesures appropriées pour atténuer ces menaces.</p>	<p>Déplacer la Définition du BEE s pour l'état et la pression vers le CI12 et reformuler la Définition du BEE pour le CI5.</p>	Cétacés (Stenella, Tursiops et Balaenoptera comme groupes fonctionnels de substitution)	<p>Surveillance primaire</p> <p>- Échelle géographique : Sous-régionale / Nationale.</p> <p>- Espèces : concentration sur Stenella, Tursiops et Balaenoptera.</p> <p>Paramètres :</p> <ul style="list-style-type: none"> o probabilité de survie des adultes, probabilité de survie des juvéniles ; fécondité/taux de reproduction ; distribution des classes d'âge ; sex ratio ; taux de croissance de la population. <p>- Méthode :</p> <ul style="list-style-type: none"> o Réseau d'échouage collectant des mesures standard et du matériel biologique (par exemple, dents et organes reproducteurs). o Réseau de photographie d'identité collectant des images standard (liste de paramètres incluant le petit). <p>- Fréquence : continue pour les échouages, régulière et fréquente pour la photo-ID.</p> <p>Surveillance secondaire</p> <p>- Échelle géographique : Sous-régionale.</p> <p>- Méthode : une campagne dédiée, concertée et coopérative collectant des biopsies (pour le sex-ratio et les taux d'hormones).</p> <p>- Fréquence : au moins une fois par période de référence.</p>		<ul style="list-style-type: none"> • Évaluation/URM : sous-régionale et toutes les "populations locales" (études à long terme). • Fréquence : une fois par période de référence. 		<p>Il n'est pas possible de développer des valeurs de référence et de seuil à ce stade.</p>
			<p>Pression⁷: Mise en œuvre de mesures appropriées pour atténuer la mise à mort directe et les captures accidentelles et pour éviter la destruction et la perturbation de l'habitat.</p>	<p>Les populations des espèces sont en bon état : Faible mortalité d'origine humaine, saisonnalité appropriée des mises bas, production annuelle élevée de petits, taux de reproduction et sex-ratio équilibrés⁶.</p> <p>Proposition 2017: les tendances à la baisse de la mortalité d'origine humaine (par exemple, les mises à mort directes, perturbation/occupation de l'habitat de mise bas/de repos)</p>	<p>Déplacer la Définition du BEE s pour l'état et la pression vers le CI12 et reformuler la Définition du BEE pour le CI5.</p> <p>Ajouter "perturbation de l'habitat" à la définition de la pression dans le BEE.</p>		Phoque moine				

⁹ <https://www.medqsr.org/common-indicator-5-population-demographic-characteristics-marine-mammals>

TABLEAUX RÉCAPITULATIFS - INDICATEURS COMMUNS (CI) DE L'IMAP, OBJECTIFS ET CIBLES DU BEE LIÉS AUX MAMMIFÈRES MARINS

Indicateurs communs EcAp, objectifs écologiques, définitions du BEE et objectif du BEE convenus.						ÉTAPE 1 Affiner les échelles de surveillance, en révisant les propositions IMAP/EcAp existantes et en identifiant les échelles adéquates pour les espèces les plus pertinentes dans le contexte méditerranéen.		STEP 2 Developing scales of assessment and assessment criteria		ÉTAPE 3 Développer des valeurs seuils et de référence	
Indicateur commun	Objectif écologique	Objectif opérationnel	Définition du BEE	Objectif du BEE	Commentaires, suggestions	Modifications proposées		Contexte actuel	Propositions	Contexte actuel	Propositions
						Contexte actuel	Clé : WM=Méditerranée occidentale ; I&CM=Méditerranée ionienne et centrale ; A=Adriatique ; A&LS=Mers égéenne et levantine.				
CI12 : Prises accessoires d'espèces vulnérables et non ciblées (EO1 et EO3)	EO3-EO1 - Les populations de certains poissons et mollusques et crustacés exploités commercialement se situent dans des limites biologiquement sûres et présentent une distribution de l'âge et de la taille de la population qui indique un stock sain.	Proposition 2017 : Les prises accidentelles d'espèces vulnérables (c'est-à-dire les requins, les mammifères marins, les oiseaux de mer et les tortues) sont réduites au minimum..		Proposition 2017 : L'abondance / les tendances des populations d'oiseaux marins, de mammifères marins, de tortues marines et d'espèces clés de requins (sélectionnées en fonction de leur dépendance réelle et totale au milieu marin, et de leur représentativité écologique) est stable ou ne diminue pas de manière statistiquement significative en tenant compte de la variabilité naturelle par rapport à la situation actuelle.	Cétacés <i>Etat⁷ : Pas d'impact non durable au niveau de la population.</i> Tendances à la baisse de la mortalité d'origine humaine. <i>Pression⁷ :</i> Mise en œuvre de mesures appropriées pour atténuer les captures accidentelles, la raréfaction des proies et les autres mortalités d'origine humaine.	Marine mammals	<ul style="list-style-type: none"> - Dans chaque GSA de la CGPM, au moins une année de surveillance du taux de prises accessoires de cétacés pour chaque métier de pêche hautement prioritaire (à définir), au cours de chaque cycle de déclaration. - La CGPM fournit des données sur l'effort de pêche pendant l'année de référence pour les métiers de pêche prioritaires, pour chaque GSA. - Annuellement : prises accessoires (observations à bord, questionnaires et échouages) et pollution systémique (échouages). - Les PC surveillent leurs flottes (au moins un métier par sous-région par an, par rotation). - Les réseaux nationaux d'échouage collectent des données sur la mortalité induite par la pêche et le niveau de polluants dans les tissus des mammifères marins. Ils fournissent des rapports bisannuels sur ces questions. - Chaque PC : programmes nationaux de surveillance pour fournir les taux de prises accessoires et l'effort de pêche annuel. 		<ul style="list-style-type: none"> • Évaluation/MRU : Régional et sous-régional (ou GSA de la CGPM agrégés). • - Fréquence : annuelle ou bisannuelle. 		Régional : BRA sur chaque espèce pour les engins de pêche potentiellement les plus dangereux. o Seuil du total estimé des prises accessoires par tous les engins de pêche : 1% de la population totale. Ce seuil déclenche des programmes de surveillance approfondie. - Sous-régional : seuils calculés avec CLA ou RLA pour chaque espèce, sur la base d'observations réelles sur les taux de prises accessoires, l'effort de pêche total, les paramètres biologiques et les objectifs de conservation (CLA = 72% K ; RLA = 80% K).
					Phoque moine <i>Pression⁷ :</i> Mise en œuvre de mesures appropriées pour atténuer la mise à mort directe et les captures accidentelles et pour empêcher la destruction de l'habitat.						

ANNEXE 1 - PROPOSITIONS DE RÉVISION DE L'APPENDICE 1 DE L'ANNEXE DE LA DÉCISION IG.22/7 RELATIVE AU PROGRAMME INTÉGRÉ DE SURVEILLANCE ET D'ÉVALUATION DE LA MER ET DU LITTORAL MÉDITERRANÉENS ET AUX CRITÈRES D'ÉVALUATION CONNEXES

Les révisions proposées à l'appendice 1 de l'annexe de la décision Ig.22/7 relative au programme de surveillance et d'évaluation intégrées de la mer et des côtes méditerranéennes et aux critères d'évaluation connexes sont toutes en **rouge**. Le texte ajouté est en **gras**, les suppressions proposées sont **barrées**.

Des révisions sont proposées pour les trois tableaux suivants.

Révisions proposées à l'annexe de la décision IG.22/7 relative au programme de surveillance et d'évaluation intégrées de la mer et des côtes méditerranéennes et aux critères d'évaluation connexes

Species class	Species functional groups	
	CEEC/OSPAR	FR-experts-proposal EcAp/IMAP (subdivision of toothed whales)
Marine mammals	Baleen whales	baleines à fanons (Mysticètes) Baleen whales (Mysticetes)
	Toothed whales	Odontocètes épipelagiques stricts (alimentation entre 0 à -200 m) Strictly epipelagic Odontocetes (feeding between 0 and -200m)
		Odontocètes épi- et méso-bathy-pélagiques (alimentation de 0 à >-200 m)-Epi-, mesopelagic Odontocetes (feeding > -200m)
	Seals	Phoques (pinnipèdes) Seals (pinnipeds)

Révisions proposées à l'appendice 1 de l'annexe de la décision IG.22/7 sur le programme de surveillance et d'évaluation intégrées de la mer et des côtes méditerranéennes et les critères d'évaluation connexes Corrections en **rouge**, texte ajouté en **gras**, psuppressions proposées **barrées** et **rouges**.

Minimum list			Texel-Faial Criteria									Typology/listed	
A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	
Predominant habitat or "Functional" group of species	Specific habitat type or species to be monitored	ADDITIONAL INFORMATION (to be further discussed): specific representatives species or habitats (Invertebrates associated with habitats)	(sub)regional importance	Rarity	Key functional role	Declining or threatened	Sensitivity / Vulnerability (exposure to pressures): cf. column N to V	feasibility (for monitoring): cf. column W to AG	Priority (estimated from column D to I)	Assessment monitoring scale	EUNIS 2015	Habitats Directive	
Mammals - baleen whales	<i>Balaenoptera physalus</i> (Linnaeus, 1758)		subregional			T		yes	1	subregional regional			
Mammals - toothed whales (deep feeder)	<i>Physeter macrocephalus</i> (Linnaeus, 1758)		subregional			T	High	yes	1	subregional			
Mammals - toothed whales (deep feeder)	<i>Ziphius cavirostris</i> (Cuvier G., 1832)		subregional			T	High	yes	2 1	subregional			
Mammals - toothed whales (epipelagic feeder)	<i>Delphinus delphis</i> (Linnaeus, 1758)		subregional					yes	1	subregional			
Mammals - toothed whales (epipelagic feeder)	<i>Tursiops truncatus</i> (Montagu, 1821)		regional subregional				Moderate	yes	1	regional subregional		priority species	
Mammals - toothed whales (epipelagic feeder)	<i>Stenella coeruleoalba</i> (Meyen, 1833)		regional					yes	2	regional			
Mammals - toothed whales (epipelagic feeder)	<i>Globicephala melas</i> (Traill, 1809)		subregional					yes	2	subregional			
Mammals - toothed whales (epipelagic feeder)	<i>Grampus griseus</i> (Cuvier G., 1812)		subregional				Moderate	yes	2	subregional			
Mammals - seals	<i>Monachus monachus</i> (Hermann, 1779)		subregional			T	High		1	subregional		priority species	

Révisions proposées à l'appendice 1 de l'annexe de la décision IG.22/7 sur le programme de surveillance et d'évaluation intégrées de la mer et des côtes méditerranéennes et les critères d'évaluation connexes
Corrections en rouge, texte ajouté en gras, psuppressions proposées barrées et rouges.

Minimum list		Main pressures (binary=occurring or not; to be prioritized (ranked) for each specific representatives species or										Feasibility									
		N	O	P	Q	R	S	T	U	V	W	X	Y	Z	AA	AB	AC	AD	AE	AF	AG
Predominant habitat or "Functional" group of species	Specific habitat type or species to be monitored	Physical loss of habitat (construction ports, marinas)	Physical damage to habitat	Nutrient enrichment	Contaminants	Removal by fishing (target, non-target)	Hydrological chanle BEE (thermal, salinity regime)	Other disturbances to species (e.g. litter, visual disturbance)	UW noise	NI S	Vessel	Lab facilities, equipment, consumables	Taxonomic expertise (technicians, scientists)	Monitoring techniques developed	Aerial	Land-based	In-water	Indicators established	Existing observatory stations / long term monitoring programmes	Satellite / Remote Sensing / aerial platforms	Oceanographic platforms
Mammals - seals	<i>Monachus monachus</i> (Hermann, 1779)										Yes	Yes	Moderate	Non invasive monitoring of selected resting/breeding caves to allow photoidentification for mark-recapture and pup counts				Yes	Yes	Teledetection Tracking	
Mammals - baleen whales	<i>Balaenoptera physalus</i> (Linnaeus 1758)										Yes	Yes	Moderate	Shipboard, acoustic or aerial strip line transects	Yes, line transect	Only used in the Strait of Gibraltar		Yes	Yes	Teledetection Tracking Yes	
Mammals - toothed whales (deep feeder)	<i>Physeter macrocephalus</i> (Linnaeus, 1758)					***					Yes	Yes	Moderate	Shipboard surveys; Acoustic surveys; Aerial surveys (but not optimum due to long dives, photo-ID)			Yes, acoustic	Yes	Yes	Teledetection Tracking Yes	
Mammals - toothed whales (deep feeder)	<i>Ziphius cavirostris</i> (Cuvier G., 1832)										Yes	Yes	Moderate	Shipboard surveys; Acoustic surveys (but not easy to detect); Aerial surveys (but not optimum due to long dives)			Fix acoustic	Yes	Yes	Teledetection Tracking Yes	
Mammals - toothed whales (epipelagic feeder)	<i>Delphinus delphis</i> (Linnaeus, 1758)										Yes	Yes	Moderate	Shipboard or aerial strip line transects	Yes, line transect			Yes	Yes	Teledetection Tracking No	
Mammals - toothed whales (epipelagic feeder)	<i>Tursiops truncatus</i> (Montagu, 1821)										Yes	Yes	Moderate	Shipboard, acoustic or aerial strip line transects, photo-ID	Yes, line transect			Yes	Yes	Teledetection Tracking No	
Mammals - toothed whales (epipelagic feeder)	<i>Stenella coeruleoalba</i> (Meyen, 1853)										Yes	Yes	Moderate	Shipboard or aerial strip line transects	Yes, line transect			Yes	Yes	Teledetection Tracking No	
Mammals - toothed whales (epipelagic feeder)	<i>Globicephala melas</i> (Traill, 1809)										Yes	Yes	Moderate	Shipboard, acoustic or aerial strip line transects	Yes, line transect			Yes	Yes	Teledetection Tracking No	
Mammals - toothed whales (epipelagic feeder)	<i>Grampus griseus</i> (Cuvier G., 1812)										Yes	Yes	Moderate	Shipboard, acoustic or aerial strip line transects, photo-ID	Yes, line transect			Yes	Yes	Teledetection Tracking No	

Notes sur les révisions proposées : ***Les mammifères marins sont gravement touchés par les filets dérivants INN. Dans le cas des cachalots, même quelques animaux par an capturés au niveau régional doivent être considérés comme une menace sérieuse.



**NATIONS
UNIES**

EP

UNEP/MED WG.502/16 Rev.1. Appendix C Rev.1



**PROGRAMME DES NATIONS UNIES
POUR L'ENVIRONNEMENT
PLAN D'ACTION POUR LA MEDITERRANEE**

21 juin 2021
Original : English
Français

Quinzième Réunion des Points Focaux ASP/DB

Vidéoconférence, 23-25 juin 2021

Point 7 de l'ordre du jour : Etat de la mise en œuvre de la feuille de route de l'Approche Écosystémique (EcAp)

7.1. Mise en œuvre de la deuxième phase (2019-2021) du Programme de surveillance et d'évaluation intégrées (IMAP - Biodiversité et espèces non-indigènes) dans le cadre de la feuille de route de l'EcAp

Mise en œuvre de la deuxième phase (2019-2021) du Programme de surveillance et d'évaluation intégrées (IMAP - Biodiversité et espèces non-indigènes) dans le cadre de la feuille de route de l'EcAp

Appendix C Rev.1 : Échelles de surveillance et d'évaluation, critères d'évaluation, valeurs seuils et de référence pour les indicateurs communs 3, 4 et 5 de l'IMAP relatifs aux tortues marines.

Avis de non-responsabilité : Les appellations employées dans cette publication et la présentation des données qui y figurent n'impliquent de la part du Secrétariat des Nations Unies aucune prise de position quant au statut juridique des pays, territoires, villes ou zones, ou de leurs autorités, ni quant au tracé de leurs frontières ou limites.

Responsables de l'étude au SPA/RAC

Mehdi Aissi, Chargé de projet, EcAp/IMAP

Asma Yahyaoui, Chargée de projet associée, EcAp/IMAP

Lobna Ben Nakhla, Chargée de programme, Conservation des espèces

Rapport préparé par :

Alan Rees, expert des tortues marines

Remerciements

Ce rapport a été préparé avec la participation et la contribution volontaire du groupe de travail en ligne sur la biodiversité (OWG) sur les tortues marines, à savoir : Ferdinand Bego, Draško Holcer, Srđana Rožić, Martina Marić, Mohamed Said Abdelwarith, Françoise Claro, Fanny Girard, Marianna Giannoulaki, Giancarlo Lauriano, Giulia Mo, Angela Paglialonga, Ali Baddredine, Sladjana Gvozdenovic, Tina Centrih Genov, José Carlos Báez, Yakup Kaska et Oguz Turkozan.

Sommaire exécutif

Deux systèmes d'évaluation sympatriques, qui se chevauchent nécessairement, ont été établis pour couvrir les habitats et les espèces marines en Méditerranée. D'une part, il y a deux directives de l'Union européenne (UE) : la Directive-cadre Stratégie pour le milieu marin (DCSMM - Directive 2008/56/CE) et la Directive Habitats (92/43/CE), qui ne s'appliquent qu'aux États membres de l'UE, et d'autre part, l'Approche écosystémique (EcAp) et le Programme de surveillance et d'évaluation intégrées (IMAP) de la Convention de Barcelone (PNUE/PAM 2016 ; PNUE(DEPI)/MED IG.22 /Inf.7) qui s'appliquent à toutes les Parties contractantes (PC) de la Méditerranée, en notant que toutes sont parties à cette Convention sur la mer régionale, c'est-à-dire les 21 pays riverains de la mer Méditerranée, y compris l'Union européenne.

En ce qui concerne certaines espèces marines et, dans ce cas, les tortues marines, les deux systèmes ont pour but de rendre compte de leur état de conservation et de celui des populations par rapport au Bon état écologique (BEE), qui est déterminé par l'élaboration de certains critères/indicateurs. Des échelles prédéfinies de surveillance et d'évaluation sont requises pour ces critères/indicateurs et les résultats doivent être comparés aux valeurs de référence ou aux valeurs seuils (selon ce qui est le plus approprié) pour confirmer que le BEE est atteint, et/ou pour déterminer si les tendances s'améliorent ou se détériorent.

L'élaboration de trois indicateurs communs (IC) spécifiques de l'EcAp/IMAP pour les tortues marines en Méditerranée fait l'objet de ce rapport, à savoir :

IC 3 - Aire de répartition des espèces

Définition du BEE existante : "L'espèce continue d'être présente dans toute son aire de répartition naturelle en Méditerranée, y compris les sites de nidification, d'accouplement, d'alimentation, d'hivernage et de développement (lorsqu'ils sont différents de ceux des adultes)".

IC 4 - Abondance de la population

Définition du BEE existante : "La taille de la population permet d'atteindre et de maintenir un état de conservation favorable en tenant compte de tous les stades de vie de la population".

IC 5 - Caractéristiques démographiques de la population

Définition du BEE existante : "Faible mortalité induite par les captures accidentelles et sex-ratio favorable et pas de déclin du taux d'éclosion".

Ce rapport présente des informations, des perspectives et des recommandations sur 1) la révision des échelles de surveillance existantes, 2) l'établissement d'échelles d'évaluation appropriées et de critères d'évaluation adéquats, et 3) l'établissement de valeurs de base et de seuils appropriés sur lesquels fonder le BEE.

Afin de stimuler le progrès vers la réalisation d'évaluations régionales réalisables pour les tortues marines, les propositions contenues dans ce document fournissent une approche pragmatique pour établir des valeurs de référence et seuils en utilisant des méthodes conceptuellement simples pour la détermination et l'évaluation des populations en termes de BEE. Avec le temps et une capacité accrue, après l'acceptation des échelles et des seuils/valeurs de référence initiaux déterminés par le processus actuel, il est prévu qu'un certain ajustement puisse être nécessaire, en particulier pour les composantes de seuil et de référence, afin de refléter une détermination scientifique plus solide du BEE, cependant aucun ajustement ne serait attendu pour le reste de la période d'évaluation actuelle et les périodes d'évaluation ultérieures de six ans de l'IMAP.

Les tableaux suivants fournissent des résumés de l'état actuel de l'élaboration des trois IC, ainsi que des mises à jour et clarifications proposées dans le corps du présent rapport.

Indicateurs communs convenus dans le cadre de l'EcAp, objectifs écologiques, définitions du BEE et objectif du BEE.					ÉTAPE 1 Affiner les <u>échelles de surveillance</u> , en révisant les propositions de l'IMAP/ECAP existantes et en identifiant les échelles adéquates pour les espèces les plus pertinentes dans le contexte méditerranéen		ÉTAPE 2 Développer des échelles d'évaluation		ÉTAPE 3 Élaboration des <u>critères d'évaluation</u>		ÉTAPE 4 Développer des <u>valeurs de seuil et de référence</u>	
Indicateur commun	Objectif opérationnel	Définition du BEE	Objectif du BEE	Commentaires, suggestions	Contexte actuel	Modifications proposées	Contexte actuel	Propositions	Contexte actuel	Propositions	Contexte actuel	Propositions
CI3 : Aire de répartition des espèces ¹	La répartition des espèces est maintenue	L'espèce continue à être présente dans toute son aire de répartition naturelle en Méditerranée, y compris dans les sites de nidification, d'accouplement, d'alimentation, d'hivernage et de développement (lorsqu'ils sont différents de ceux des adultes).	État - Les tortues continuent à nicher dans tous les sites de nidification connus. - La distribution des tortues n'est pas significativement affectée par les activités humaines. Pression/Réponse - Protection des sites connus de nidification, d'accouplement, d'alimentation, d'hivernage et de développement des tortues. - Les activités humaines ayant le potentiel d'exclure les tortues marines de leur aire de répartition sont réglementées et contrôlées. - L'impact potentiel du changement climatique est évalué		Les aires de répartition des espèces peuvent être évaluées à l'échelle locale (c'est-à-dire dans une petite zone comme un parc national) ou régionale (c'est-à-dire dans l'ensemble du bassin méditerranéen) en utilisant une variété d'approches. Le suivi à long terme de ces zones fournit des informations sur l'évolution temporelle de la répartition des espèces.	<p>Réviser les exigences de cartographie à deux cartes ; une pour les <u>zones de nidification</u> et une pour les <u>zones marines</u>.</p> <p><u>Surveillance des aires de nidification</u> - Échelle géographique : • (sous-)nationale. Jusqu'à 7 sites établis ou 75% de l'activité de nidification nationale (zones d'index). - Méthode : • relevés standard des plages de nidification. - Fréquence : • Minimum = juin/juillet annuellement pour les zones index. • tous les six ans à l'échelle nationale.</p> <p><u>Surveillance du littoral</u> - Échelle géographique : • (sous-)nationale. Jusqu'à 4 sites. - Méthode : • surveillance régulière systématique des zones index. • données sur les prises accessoires/échouages. - Fréquence : • suivi semestriel des zones index. • enregistrement des captures accidentelles/échouages tout au long de l'année. • échelle nationale semestrielle.</p> <p><u>Surveillance en mer</u> - Échelle géographique : • (sous-)nationale/régionale. - Méthode : • Enquêtes aériennes • Enquêtes en bateau • Enregistrement des prises accidentelles. • Enquêtes opportunistes en bateau. - Fréquence : • Annuelle pour les enquêtes aériennes et en bateau • Toute l'année pour les enregistrements des prises accessoires • Enquêtes ponctuelles en bateau. • tous les six ans à l'échelle nationale..</p>	La grille européenne (ETRS) de 10x10km est utilisée pour cartographier la distribution et l'aire de répartition... Trois cartes (grilles) différentes sont produites chaque année pour chaque espèce, en tenant compte des sites de reproduction, des sites d'hivernage et des sites d'alimentation/développement t. Nombre de cellules de 10x10 km (présence/absence) occupées pour les zones de reproduction ou d'hivernage ou d'alimentation/développement t le long de la côte méditerranéenne (ou sous-régionale) et dans toutes les zones marines pélagiques.	<p><u>Zones de nidification</u> Évaluations du BEE au niveau national et subdivisionnaire basées sur le maintien de la distribution de tous les sites de nidification.</p> <p><u>Zones marines</u> Évaluations du BEE au niveau sous-régional.</p>	Les tortues continuent à nicher dans tous les sites de nidification connus. La distribution des tortues n'est pas significativement affectée par les activités humaines.	<p><u>Zones de nidification</u> Les tortues restent présentes dans toutes les parties des sites de nidification surveillés annuellement et sur tous les sites établis lors des enquêtes périodiques.</p> <p><u>Zones marines</u> Les tortues restent présentes dans toutes les zones sensibles définies par la PC et contrôlées annuellement, et il n'y a pas de preuve d'absence définitive dans toute autre zone de l'UGR.</p>	rien	<p><u>Zones de nidification</u> Des bases de référence axées sur 1992 doivent être utilisées pour les sites de nidification établis. Les données plus récentes doivent être modélisées aux niveaux de la période 1992 pour ces sites. Les sites nouveaux et émergents doivent utiliser la moyenne maximale existante sur 6 ans comme base de référence.</p> <p><u>Zones marines</u> Toutes les zones sont supposées avoir une présence de tortues (conformément aux limites actualisées des UGR de l'UICN-MTSG), sauf preuve du contraire.</p>

¹ <https://www.medqsr.org/common-indicator-3-species-distributional-range-marine-turtles>

Indicateurs communs de l'EcAp, objectifs écologiques, définitions des BEE et objectifs des BEE.					ÉTAPE 1 Affiner les échelles de surveillance, en révisant les propositions IMAP/EcAp existantes et en identifiant les échelles adéquates pour les espèces les plus pertinentes dans le contexte méditerranéen.		ÉTAPE 2 Développer des échelles d'évaluation		ÉTAPE 3 Élaboration des critères d'évaluation		ÉTAPE 4 Développer des valeurs de seuil et de référence	
Indicateur commun	Objectif opérationnel	Définition du BEE	Objectif du BEE	Commentaires, suggestions	Contexte actuel	Changements proposés	Contexte actuel	Propositions	Contexte actuel	Propositions	Contexte actuel	Propositions
CI4: Abondance de la population des espèces sélectionnées ²	La taille de la population des espèces sélectionnées est maintenue	La taille de la population permet d'atteindre et de maintenir un état de conservation favorable en tenant compte de tous les stades de vie de la population.	État - Aucune diminution de l'abondance de la population due à l'homme - La population se rétablit à des niveaux naturels là où elle a été décimée.		Pour les comptages effectués sur une base annuelle, il convient de sélectionner un certain nombre de sites qui représentent une proportion suffisamment importante de la population sous-régionale ou nationale, les critères étant définis par des groupes d'experts. Le "Groupe de travail sur la démographie" suggère que des enquêtes complètes devraient être réalisées tous les 5 ans, avec pour objectif de couvrir tous les sites de reproduction, d'alimentation, d'hivernage et de développement. Cependant, il est recommandé ici de couvrir l'ensemble de la zone côtière et marine à l'échelle nationale ou sous-régionale afin de prendre en compte les changements dans la distribution des populations (et donc les effectifs) en fonction du changement climatique.	Surveillance des zones de nidification - Échelle géographique : o (sous-)nationale. Jusqu'à 7 sites ou 75% de l'activité de nidification nationale (zones index) - Méthode : o enquêtes standard de comptage des nids. - Fréquence : o minimum = juin/juillet chaque année pour les zones index. o tous les six ans à l'échelle nationale. Surveillance du littoral - Échelle géographique : o (sous-)nationale. Jusqu'à 4 sites. - Méthode : o surveillance régulière systématique des zones index. o données de prises accessoires/échouage. - Fréquence : o suivi semestriel des zones index. o enregistrement des captures accessoires/échouages tout au long de l'année. o échelle nationale semestrielle. Suivi en mer - Échelle géographique : o (sub)nationale. - Méthode : o Enquêtes aériennes o Enquêtes en bateau selon des protocoles standardisés - Fréquence : o Enquêtes aériennes/Enquêtes en bateau organisées annuellement o semestrielle à l'échelle nationale.	Pour les comptages effectués sur une base annuelle, il convient de sélectionner un certain nombre de sites qui représentent une proportion suffisamment importante de la population sous-régionale ou nationale, les critères étant définis par des groupes d'experts. Le "Groupe de travail sur la démographie" suggère que des enquêtes complètes devraient être réalisées tous les 5 ans, dans le but de couvrir tous les sites de reproduction, d'alimentation, d'hivernage et de développement. Cependant, il est recommandé ici de couvrir l'ensemble de la zone côtière et marine à l'échelle nationale ou sous-régionale afin de prendre en compte les changements dans la répartition des populations (et donc les effectifs) en fonction du changement climatique.	<u>Zones de nidification</u> Évaluations du BEE au niveau national et à celui des subdivisions, basées sur le maintien de l'abondance des nids sur tous les sites. <u>Aires marines</u> Des évaluations du BEE sous-régionales basées sur les segments de population pertinents présents dans chaque zone.	<u>Zones de nidification</u> La taille moyenne de la population reproductrice pendant au moins une décennie est suggérée comme niveau de base (sur la base des critères minimaux de la liste rouge de l'Union internationale pour la conservation de la nature pour les tortues marines). <u>Aires marines</u> pour les animaux non reproducteurs sur les sites d'hivernage/de recherche de nourriture/de développement, le nombre d'individus (n) avec une modélisation appropriée pour extrapoler les effectifs de la population.	<u>Zones de nidification</u> Moyenne mobile des données des six années précédentes à comptabiliser dans l'évaluation annuelle. Pour coïncider avec les évaluations régionales semestrielles du BEE. <u>Zones marines</u> Moyenne mobile des données des six années précédentes à comptabiliser dans l'évaluation annuelle. À faire coïncider avec les évaluations semestrielles du BEE à l'échelle régionale. Observations sur le nombre de tortues à différents stades de la vie et ratios des sexes à prendre en compte pour les indications de perturbations de la structure de la population (voir IC 5).	aucun	<u>Zones de nidification</u> Des bases de référence centrées sur 1992 doivent être utilisées pour les sites de nidification établis. Les données plus récentes doivent être modélisées aux niveaux de l'ère 1992 pour ces sites. Les sites nouveaux et émergents doivent utiliser la moyenne maximale existante sur 6 ans comme base de référence. <u>Zones marines</u> La base de référence du BEE est l'abondance annuelle dérivée des abondances modélisées existantes ou de la première année de surveillance qui devrait commencer dès que possible dans toute la Méditerranée. Lorsque des données historiques (après 1992) montrant des populations plus importantes existent, elles peuvent être utilisées pour modifier la ligne de base de certains pays. Pour les deux zones, une diminution de 10% de l'abondance de la population sur une période de six ans devrait déclencher des actions de conservation accrues afin d'empêcher de nouvelles diminutions et la disparition des populations du BEE.

² <https://www.medqsr.org/common-indicator-4-population-Abundance-selected-species-marine-reptiles>

Indicateurs communs convenus pour l'EcAp, objectifs écologiques, définition du BEE et objectif du BEE.					ÉTAPE 1 Affiner les échelles de surveillance, en révisant les propositions IMAP/ECAP existantes et en identifiant les échelles adéquates pour les espèces les plus pertinentes dans le contexte méditerranéen.		ÉTAPE 2 Développer des échelles d'évaluation		ÉTAPE 3 Élaboration des critères d'évaluation		ÉTAPE 4 Développer des valeurs de seuil et de référence	
Indicateur commun	Objectif opérationnel	Définition du BEE	Objectif du BEE	Commentaires, suggestions	Contexte actuel	Changements proposés	Contexte actuel	Propositions	Contexte actuel	Propositions	Contexte actuel	Propositions
CIS : Caractéristique démographique de la population ³	L'état de la population des espèces sélectionnées est maintenu	Faible mortalité induite par les captures accidentelles. Ratio des sexes favorable et aucun déclin des taux d'éclosion.	Réponse <ul style="list-style-type: none"> Mise en œuvre de mesures pour atténuer les captures accidentelles de tortues 	Reformuler la définition des BEE pour le CIS sur la base des facteurs qui peuvent être influencés par l'intervention, mais recueillir des données sur des paramètres démographiques plus larges.	Il convient de sélectionner un certain nombre de sites qui représentent une proportion suffisamment importante de la population sous-régionale ou nationale pour que des données démographiques puissent être recueillies (reflétant les populations de reproduction, d'hivernage, d'alimentation et de développement qui sont représentatives de la région) . Si possible, il convient de sélectionner des populations où les animaux ont été suivis avec un nombre suffisant d'unités (c'est-à-dire >50 individus), à partir desquelles la connectivité entre ces différents types d'habitat peut être déterminée.	<p>Surveillance des zones de nidification</p> <ul style="list-style-type: none"> Échelle géographique : <ul style="list-style-type: none"> (sous-)nationale. Jusqu'à 7 sites établis ou 75 % des niveaux de nidification nationaux. Méthodes : <ul style="list-style-type: none"> Standard : données sur le succès d'émergence des éclosions (HES) et sur la température des nids. Supplémentaire : Sex ratio adultes Fréquence : <ul style="list-style-type: none"> Annuelle, minimum : août/septembre pour le HES de la zone index et mai-septembre pour les données de température. Avril-mai pour le sex-ratio adultes. semestrielle à l'échelle nationale. <p>Surveillance du littoral</p> <ul style="list-style-type: none"> Échelle géographique : <ul style="list-style-type: none"> (sous-)nationale. Jusqu'à 4 sites index hotspot. Méthode : <ul style="list-style-type: none"> surveillance régulière systématique des zones index. données de prises accessoires/échouage. Fréquence : <ul style="list-style-type: none"> surveillance semestrielle des zones index. enregistrement des captures accessoires/échouages tout au long de l'année. échelle nationale semestrielle. <p>Suivi en mer</p> <ul style="list-style-type: none"> Échelle géographique : <ul style="list-style-type: none"> (sub)nationale. Méthode : <ul style="list-style-type: none"> Enregistrement des prises accidentelles. Relevé opportuniste par bateau. Fréquence : <ul style="list-style-type: none"> Enregistrement des prises accessoires tout au long de l'année Enquêtes ponctuelles par bateau. échelle nationale semestrielle. 	<p>Les sites de reproduction sélectionnés doivent être génétiquement diversifiés, afin que cette diversité puisse être détectée dans les zones de recherche de nourriture, d'hivernage et de développement où les différentes populations divergent. Cela facilitera la sélection des zones marines à protéger qui abritent la plus grande diversité génétique (c'est-à-dire la plus grande accumulation de populations reproductrices différentes), ainsi que celles qui abritent des populations reproductrices uniques, qui peuvent être d'importance égale. Les données opportunistes doivent être collectées auprès de toutes les sources possibles, dans la mesure du possible, et compilées dans une base de données unique, qui pourrait être utilisée pour fournir une vue d'ensemble de la zone. On obtiendra des connaissances sur le sexe, la santé et la structure génétique des différentes populations/sous-populations, en comprenant le recrutement et la mortalité au sein des différentes parties d'une population et entre les populations. Ces informations sont importantes pour comprendre s'il existe des risques de mortalité spécifiques au sexe dans différentes classes d'âge/de taille, ce qui est important pour aider au rétablissement de la population. De plus, des connaissances sur la santé physique et la santé génétique des populations seront obtenues, ce qui indiquera la capacité de résilience face aux activités humaines, y compris le changement climatique.</p>	<p><u>Zones de nidification</u> Évaluations du BEE au niveau national et au niveau des subdivisions.</p> <p><u>Aires marines</u> Évaluations du BEE LE au niveau sous-régional.</p>	<p>À l'heure actuelle, les paramètres démographiques spécifiques ne sont pas évalués régulièrement à un niveau similaire à celui du dénombrement des femelles/nids, en raison de la nature intensive des données de cette composante. De nombreux programmes évaluent le succès des pontes (c.-à-d. le nombre d'œufs qui éclosent d'une ponte) ; toutefois, cela représente une petite composante. Les recherches sur les ratios des sexes de la progéniture, les ratios des sexes des juvéniles, les ratios des sexes des adultes (opérationnels) sont intermittentes et basées sur différentes approches/méthodes de travail sur le terrain et techniques analytiques en fonction de l'objectif (généralement, en vue d'une publication dans une revue). La plupart des études existantes sont axées sur les zones de reproduction ; il est donc nécessaire de se concentrer davantage sur les zones d'alimentation, d'hivernage et de développement, les limitations dans l'eau devant être prises en compte dans les analyses. Par conséquent, il est nécessaire d'établir des analyses d'ensemble qui soient applicables au sein et/ou entre les différents types d'habitat afin de permettre une comparaison au niveau méditerranéen.</p>	<p><u>Zones de nidification</u> Maintien d'un ratio sexuel approprié et d'un taux élevé d'éclosion.</p> <p><u>Aires marines</u> Quantification des prises accidentelles et calcul des taux de mortalité des prises accidentelles. Observations sur le nombre de tortues dans les différents stades de vie et ratios des sexes à prendre en compte pour les indications de perturbations dans la structure de la population.</p>	<p>Aucun seuil ni aucune valeur de référence n'ont été définis et appliqués de manière cohérente à ce jour.</p> <p><u>Zones de nidification</u> Les "bonnes" valeurs de HES peuvent être tirées de la littérature publiée et considérées comme des seuils avec une zone tampon pour améliorer les mesures de conservation. Les relevés de température des nids doivent être surveillés avec des estimations de production de femelles de plus de 95 % comme seuil supérieur.</p> <p><u>Aires marines</u> La mortalité d'origine humaine, en tant que composante de la longévité et de la survie, est le seul facteur qui peut être mesuré et affecté par des actions de conservation et qui peut donc être considéré comme un indicateur exploitable pour le BEE. Le nombre de décès doit être utilisé comme indicateur, une tendance stable ou à la baisse des chiffres indiquant le BEE.</p>	

³ <https://www.medqsr.org/common-indicator-5-population-demographic-characteristics-marine-reptiles>

Préambule

En bref, les termes de référence du consultant chargé de l'activité contractuelle actuelle couvraient les quatre sujets suivants :

1. Réviser l'échelle de surveillance existante et poursuivre le travail de développement d'échelles de surveillance adéquates pour les indicateurs communs (IC) 3 (Distribution), 4 (Abondance) et 5 (Démographie) du Programme intégré de surveillance et d'évaluation de la mer et du littoral méditerranéens et des critères d'évaluation associés (IMAP) relatifs aux tortues marines ;
2. Établir les échelles d'évaluation ;
3. Établir des critères d'évaluation pour les IC 3, 4 et 5 de l'IMAP liés aux tortues marines ; et
4. Établir les valeurs de base et les valeurs seuils pour l'objectif écologique 1 relatif aux tortues marines ;

Il était initialement prévu que trois livrables soient soumis.

D1 Document détaillant le plan de travail et le calendrier du consultant (terminé ; août 2020) et ;

D2 Document couvrant les sujets 1 à 3 ci-dessus ;

D3 Document couvrant le sujet 4 ci-dessus.

Cependant, il a été convenu entre le SPA/RAC et le consultant que les livrables D2 et D3 peuvent être combinés en un seul document livrable. Le présent rapport représente ce document des deux livrables combinés.

Table des matières

I.	Introduction	1
II.	Échelles de contrôle	6
III.	Échelles d'évaluation	10
IV.	Critères d'évaluation	15
V.	Valeurs de base et valeurs seuils pour les IC IMAp/EcAp	22
VI.	References	32

I. Introduction

1. Deux systèmes d'évaluation symétriques, qui se chevauchent nécessairement, ont été mis en place pour les habitats et espèces marines en Méditerranée. D'une part, il y a deux directives de l'Union européenne (UE) : la directive-cadre Stratégie pour le milieu marin (DCSMM - Directive 2008/56/CE) et la directive Habitats (92/43/CE), qui ne s'appliquent qu'aux États membres de l'UE, et d'autre part, l'approche écosystémique (EcAp) et le Programme intégré de surveillance et d'évaluation (IMAP) de la Convention de Barcelone (PNUE/PAM 2016 ; PNUE(DEPI)/MED IG.22 /Inf.7) qui s'appliquent à toutes les Parties Contractantes (PC) de la Méditerranée, en notant que toutes sont parties à cette Convention régionale sur la mer, c'est-à-dire les 21 pays riverains de la mer Méditerranée, y compris l'Union européenne.

2. En ce qui concerne certaines espèces marines et, dans le cas présent, les tortues marines, les deux systèmes visent à rendre compte de leur état de conservation et de celui des populations par rapport au bon état écologique (BEE), qui est déterminé par l'élaboration de certains critères/indicateurs. Des échelles prédéfinies de surveillance et d'évaluation sont requises pour ces critères/indicateurs et les résultats doivent être comparés aux valeurs de base ou aux valeurs seuils (selon ce qui est le plus approprié) pour confirmer que le bon état écologique est atteint et/ou pour déterminer si les tendances s'améliorent ou s'aggravent. Les indicateurs communs EcAp (IC) et les critères MSFD correspondants sont présentés dans le tableau 1.1 ci-dessous. Les deux, en particulier les définitions EcAp, sont présentées comme des aperçus très simplistes du thème, alors que la consignation des données pour répondre aux exigences de chacun est variée et complexe.

Tableau 1.1 Indicateurs communs EcAp/IMAP soumis à cette évaluation et leurs équivalents MSFD.

Theme	EcAp /IMAP de la Convention de Barcelone Indicateur commun de l'objectif écologique 1 UNEP(DEPI)/MED WG.444/6/Rev.1 (extraits spécifiques aux tortues marines)	UE MSFD Descripteur 1 Critère n° 1 Décision de la Commission (EU) 2017/848 of 17/05/17
Distribution	IC 3 La distribution des tortues n'est pas affectée de manière significative par les activités humaines et les tortues continuent à nicher dans tous les sites de nidification connus.	D1C4 L'aire de répartition de l'espèce et, le cas échéant, son profil, sont conformes aux conditions physiographiques, géographiques et climatiques dominantes.
Abondance	IC 4 Aucune diminution de l'abondance de la population due à l'homme	D1C2 <i>L'abondance de la population</i> de l'espèce n'est pas affectée par les pressions anthropiques, de sorte que sa viabilité à long terme est assurée.
Démographie	IC 5 Faible mortalité induite par les captures accidentelles. Ratio des sexes favorable et aucun déclin du taux d'éclosion.	D1C3 Les caractéristiques démographiques de la population (par exemple, la taille du corps ou la structure des classes d'âge, le ratio des sexes, la fécondité et les taux de survie) de l'espèce sont indicatifs d'une population saine qui n'est pas affectée négativement par les pressions anthropiques.

3 Des directives pour les indicateurs communs, y compris des sections spécifiques pour les tortues marines, ont été publiées (UNEP(DEPI)/MEDWG.444/6/Rev.1) et relient le processus EcAp /IMAP à celui de la MSFD. Il ressort clairement du document qu'il est nécessaire d'établir un ensemble cohérent de normes d'évaluation à l'échelle de la région qui s'appliquent à toutes les PC, étant donné que chaque PC a actuellement défini ses propres objectifs disjoints.

4. Le BEE peut être évalué de plusieurs manières qui peuvent combiner à la fois des approches de base et des approches basées sur les tendances. Une approche uniquement basée sur la ligne de base, fondée sur une valeur seuil prédéterminée, ne permet pas de normaliser une situation d'expansion/amélioration au sein de l'indicateur, ce qui fait que les indicateurs en déclin restent dans le BEE.

5. Inversement, une approche uniquement basée sur les tendances ne permet aucune diminution d'un indicateur, quel que soit le dépassement du niveau initial lorsque le statut du BEE a pu être indiqué. Les approches combinées fondées sur la ligne de base et les tendances comprennent des seuils qui évoluent en réponse à l'amélioration des conditions, reconnaissant ainsi le nouvel état comme BEE, et permettent une variation à petite échelle des conditions pour ne pas faire sortir immédiatement un indicateur amélioré du BEE (Figure 1.1).

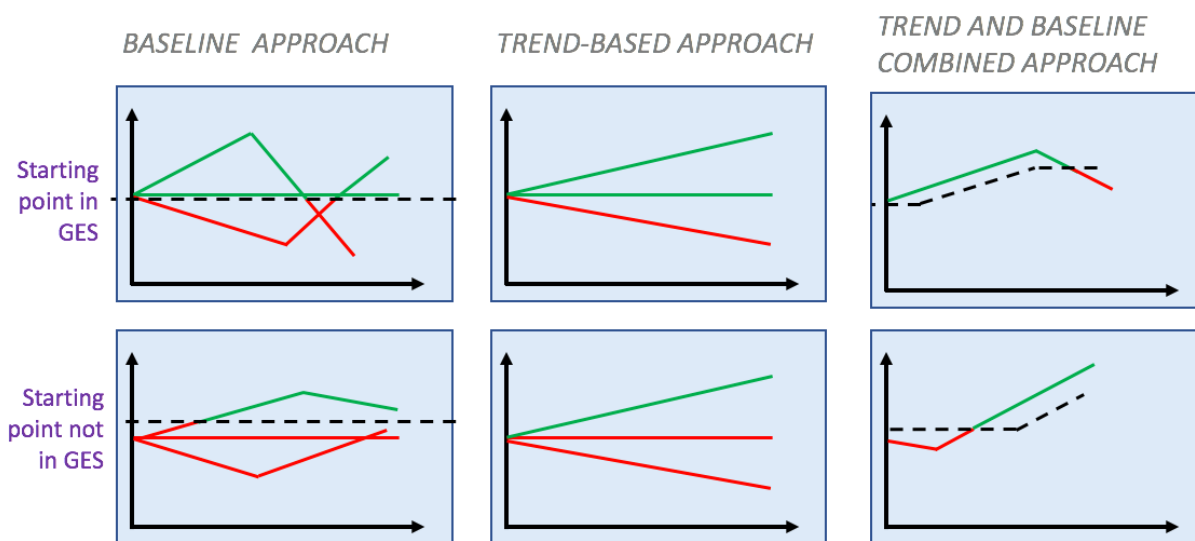


Figure 1.1. Approches pour la détermination du BEE. Ligne verte - le BEE atteint. Ligne rouge - le BEE non atteint. Ligne pointillée - valeurs seuils.

6. La fixation de valeurs seuils pour un indicateur est un processus complexe et imprécis, qui nécessite une compréhension détaillée des valeurs de référence historiques ou passées et de leur interaction avec les pressions contemporaines. Dans une situation idéalisée, les valeurs de référence sont connues pour une période où aucune pression anthropique n'agit sur l'indicateur. Étant donné qu'il est peu probable que l'on dispose de données provenant de cette situation vierge, on utilise des méthodes alternatives pour déterminer les seuils acceptables. Ces méthodes alternatives ont été longuement discutées dans le contexte du MSFD de l'UE (Palialexis et al. 2019) et pourtant aucune méthode unique n'a été adoptée comme norme, que ce soit dans les États membres de l'UE ou dans une région ou sous-région particulière de l'UE. Cela est dû en partie au manque de régimes de surveillance compatibles et donc à l'absence de données appropriées, et en partie aux différents niveaux de faisabilité de chaque méthode.

7. En outre, bien qu'il existe probablement des valeurs seuils théoriques précises qui peuvent être adoptées, dans la pratique, ces valeurs ne peuvent pas être énoncées de manière définitive et les données acquises ne peuvent pas être suffisamment robustes pour déterminer avec précision de quel côté d'un seuil unique se trouve l'indicateur. Au lieu d'un seuil dur, il est plus pratique d'avoir une fourchette de valeurs seuils qui couvre l'incertitude de l'attribution du BEE. Ainsi, un indicateur se situant dans cette zone tampon déclenchera des mesures supplémentaires pour améliorer la clarté de l'attribution et des mesures de conservation du principe de précaution (Figure 1.2).

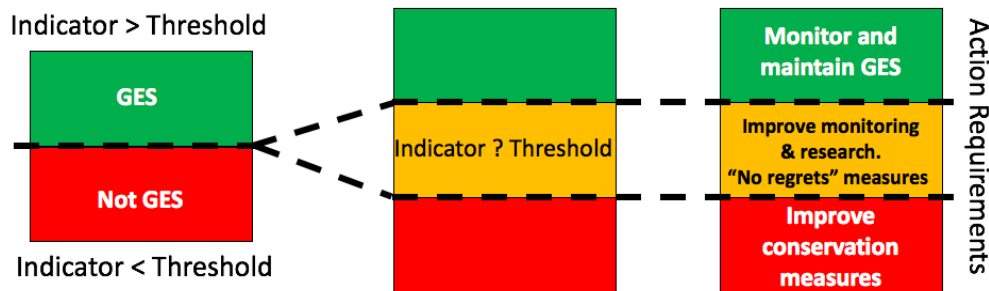


Figure 1.2. Fixation d'un niveau de seuil intégrant l'incertitude.

8. Afin de stimuler les progrès vers la réalisation d'évaluations régionales réalisables pour les tortues marines, les propositions contenues dans ce document fournissent une approche pragmatique pour établir des lignes de base et des seuils en utilisant des méthodes conceptuellement simples pour la détermination et l'évaluation des populations en termes de BEE. Avec le temps et une capacité accrue, suite à l'acceptation des échelles et des seuils/lignes de base initiaux déterminés par le processus actuel, il est prévu qu'un certain ajustement soit nécessaire, en particulier pour les composantes de seuil et de ligne de base, afin de refléter une détermination scientifique plus solide de BEE, cependant aucun ajustement ne devrait être prévu pour le reste de la période d'évaluation actuelle et les périodes d'évaluation ultérieures de six ans de l'IMAP.

9. Contrairement à la situation des oiseaux de mer et des mammifères marins, il y a un nombre très limité d'espèces de tortues marines qui doivent être évaluées dans le cadre du processus EcAp. Sur les sept espèces de tortues marines qui peuplent les océans du monde, seules deux ont établi des populations reproductrices résidentes en Méditerranée et nécessitent une évaluation. Il s'agit de la tortue caouanne (*Caretta caretta* ; UICN (régionalement) préoccupation mineure) et de la tortue verte (*Chelonia mydas* ; UICN (globalement) en danger). Les caouannes de la Méditerranée proviennent de deux ou trois unités de gestion régionales (UGR) définies par Wallace et al. 2010. Il s'agit de l'UGR méditerranéenne "endémique" la plus peuplée, complétée par des tortues moins nombreuses qui ont migré dans la région depuis les UGR de l'Atlantique Nord-Ouest et peut-être de l'Atlantique Nord-Est. La présence de la caouanne est si répandue en Méditerranée, comme le montrent les suivis, les enquêtes en mer et les enregistrements d'échouages, qu'elle a été choisie par l'UE comme espèce bio-indicatrice pour surveiller la distribution et l'abondance des déchets marins. Les tortues vertes de Méditerranée contrastent avec les tortues caouannes en ce sens qu'elles proviennent presque exclusivement de l'UGR méditerranéenne "endémique" et que la grande majorité d'entre elles restent en Méditerranée orientale (Figure 1.3). En ce qui concerne les sites de reproduction, les zones de nidification des tortues caouannes sont actuellement concentrées le long des rives de la Méditerranée orientale, bien que de nouvelles nidifications, plus nombreuses, aient lieu en Méditerranée occidentale. Les tortues vertes se reproduisent presque exclusivement dans la partie nord-est de la Méditerranée orientale, à l'exception d'un nid enregistré en Tunisie et de deux nids enregistrés sur l'île de Crète en Grèce (Figure 1.4).

10. Il est clair, au vu des différentes distributions des deux espèces de tortues marines, que chaque PC aura un sous-ensemble distinct des segments de population à surveiller et à évaluer, les deux nécessitant leurs propres évaluations indépendantes du BEE qui informeront un statut BEE à l'échelle du taxon.

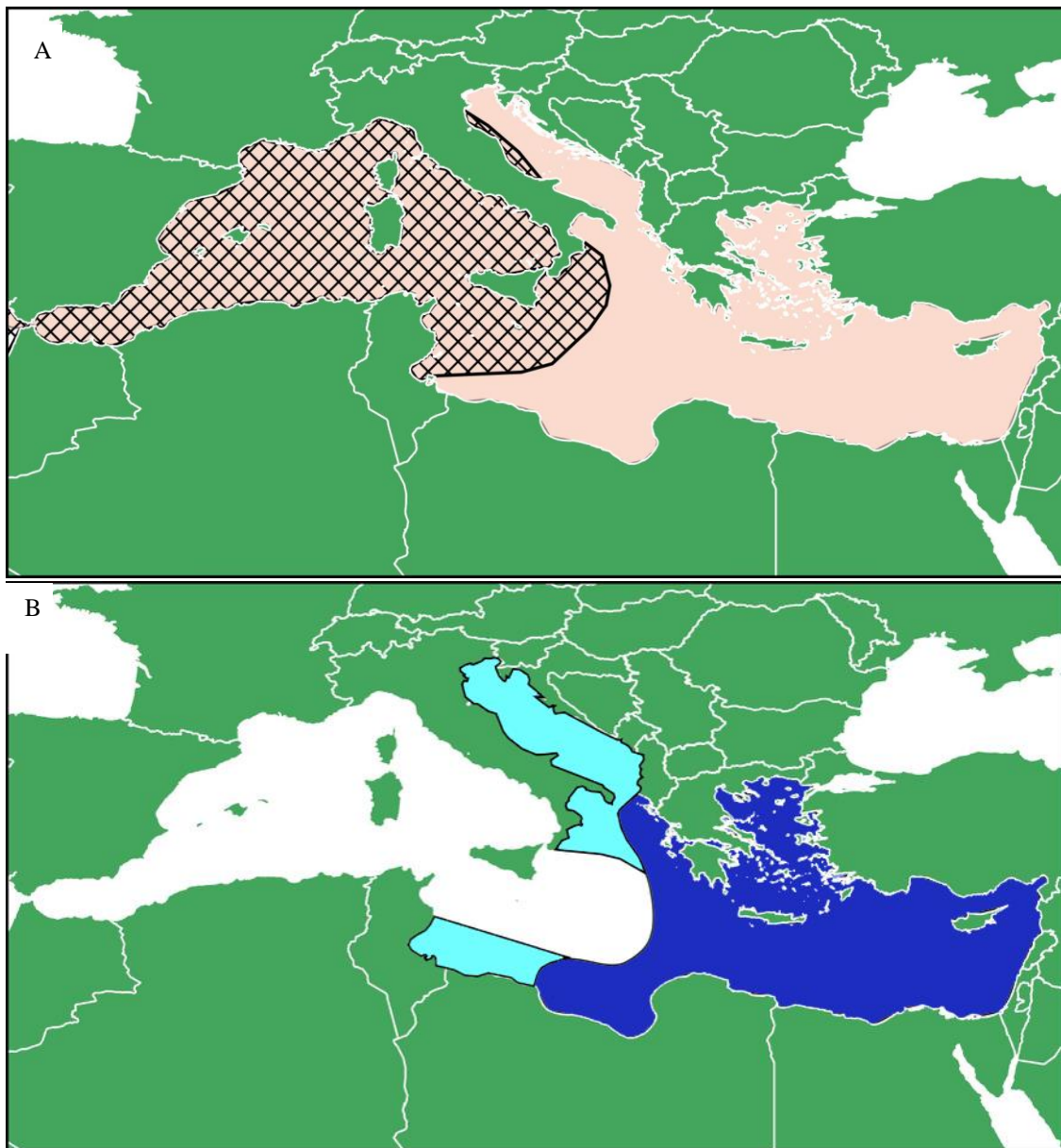


Figure 1.3. Limites des UGR des tortues marines en Méditerranée. (A) Distribution de la caouanne en Méditerranée. Beige = UGR méditerranéenne, hachuré = UGR atlantique. D'après la distribution des UGR présentée dans Wallace et al. (2010). (B) Distribution de la tortue verte en Méditerranée. Bleu foncé = distribution établie des UGR (Wallace et al. 2010). Bleu pâle (polygone inférieur) = extension de la distribution confirmée par le suivi par satellite (Stokes et al. 2015) et un seul événement de nidification en Tunisie. Bleu pâle (polygone supérieur) = enregistrements récents de captures de tortues vertes (Piroli et al.

2020, Bentivegna et al. 2011, Lazar et al. 2004).

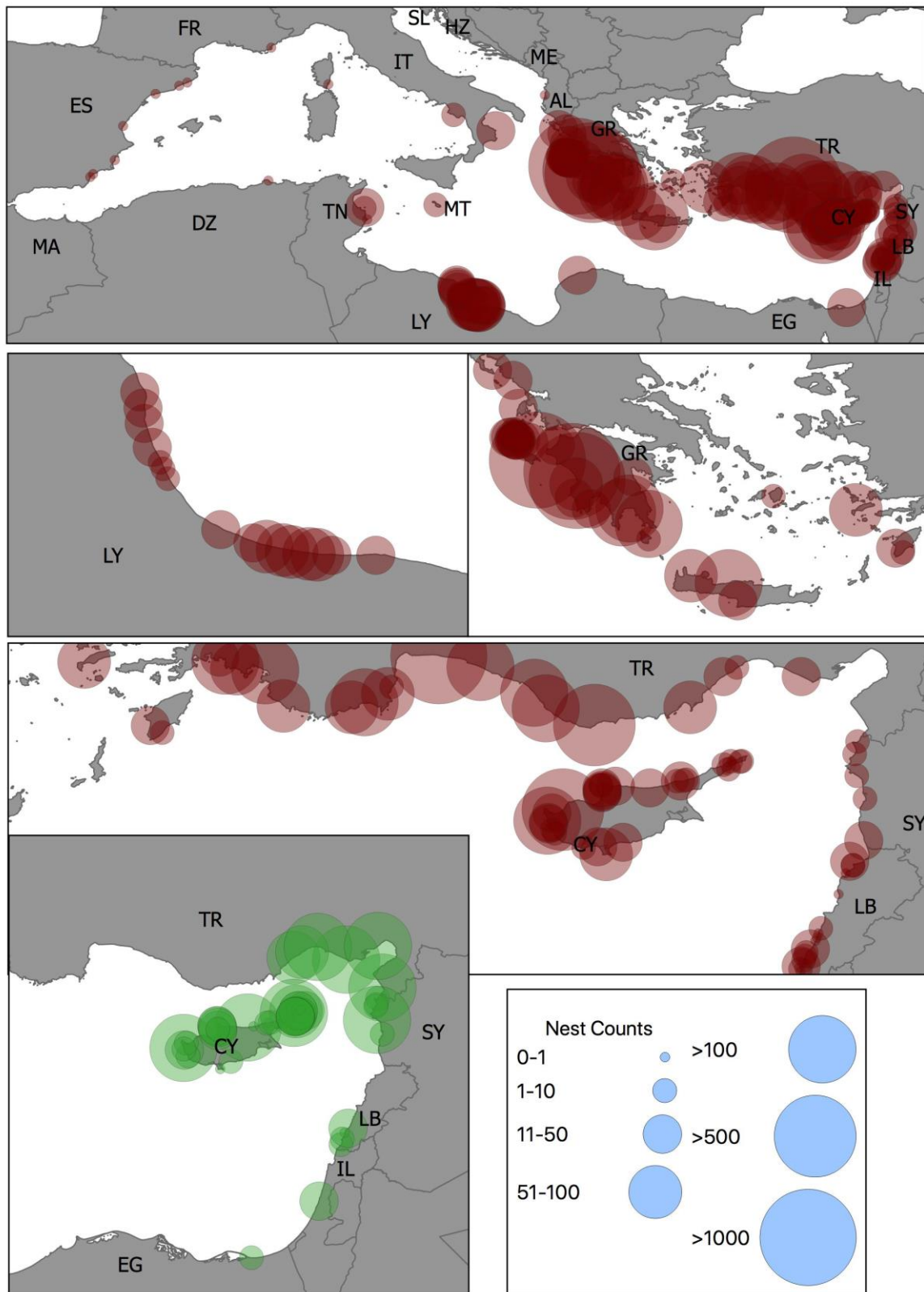


Figure 1.4. Vue d'ensemble de la nidification des tortues marines dans la région méditerranéenne. Notez que les informations sur les sites de nidification d'Italie, d'Israël et d'Égypte ne sont disponibles qu'à des niveaux sous-nationaux et sont additionnées et présentées à des emplacements généralisés. En outre, toutes les plages de nidification en Libye ne sont pas représentées en raison du manque de coordonnées précises des plages. Cercles rouges - Sites de nidification de la caouanne. Cercles verts - Sites de nidification de la tortue verte. (Reproduit de SPA/RAC-UNEP/MAP 2020)

II. Échelles de contrôle

11. Les tortues marines occupent trois zones marines principales et une zone terrestre au cours de leur cycle de vie. Les adultes reproducteurs des deux sexes se rassemblent **près des côtes dans les zones de reproduction** à des périodes prévisibles avant de migrer vers leurs "zones de recherche de nourriture". Les œufs sont incubés sur les **plages de sable des zones de reproduction** sélectionnées par les femelles adultes. L'éclosion et les tortues de première année se déplacent vers des **habitats épipélagiques plus profonds au large** (>5 km de la côte) pendant un certain nombre d'années avant de quitter cet habitat de développement et, fréquemment, de subir un changement ontogénétique vers des **habitats néritiques et souvent littoraux** (<5 km de la côte).

Il y a un fort besoin de représentation dans les données de surveillance de toute la région et d'un nombre approprié de sites représentatifs par type d'habitat par partie contractante. Chaque exigence est développée ci-dessous.

Zones de reproduction

12. L'évaluation des niveaux de nidification et de la distribution autour de la Méditerranée a bien progressé ces dernières années, à un moment où l'aire de répartition des zones de nidification de la caouane s'étend. En conséquence, la plupart des Parties contractantes peuvent être assignées à l'une des quatre catégories relatives à l'activité de nidification qui est indépendante pour les deux espèces de tortues marines endémiques. La prévalence de la nidification varie selon les BEE, allant d'un niveau établi et élevé à une nidification nulle ou seulement sporadique. Les quatre catégories de prévalence sont présentées dans le tableau 2.1 avec les parties contractantes associées.

Table 2.1. Classification du statut de nidification des pays par espèce de tortue marine en 2020

Tortues caouannes (<i>Caretta caretta</i>)	Tortues vertes (<i>Chelonia mydas</i>)
Catégorie 1 - Etabli: commun / dense	
Grèce, Turquie, Chypre, Israel, Libye,	Turquie, Chypre, Syrie
Catégorie 2 - Etabli: limité / dispersé	
Italie, Syrie, Liban, Egypte, Tunisie	Liban, Israel, Egypte
Catégorie 3 - Nouveau: émergent / faible niveau	
Espagne	ND
Catégorie 4 - Absent: Nidification absente / sporadique*	
France*, Slovénie, Croatie, Bosnie - Herzégovine, Montenegro, Albanie*, Malte*, Algerie*, Maroc	Espagne, France, Italie, Slovenie, Croatie, Bosnie -Herzégovine, Montenegro, Albanie, Grèce*, Libye, Malte, Tunisie*, Algerie, Maroc

Champ d'application spatial

13. Les pays dans lesquels la nidification est maintenant bien établie et abondante (pays de la catégorie 1) sont soumis à une surveillance annuelle minimale visant à enregistrer 75% de la nidification nationale par espèce, ou les 7 principales zones de nidification, selon ce qui est atteint en premier. Dans le cas de plages de nidification uniques étendues, des zones centrales d'environ 10 km peuvent être définies et utilisées comme indice de nidification sur ce site clé. Les pays dont la nidification est établie mais de faible niveau (pays de la catégorie 2) doivent identifier un minimum de 4 sites d'indexation ou d'enregistrement de 50% des nids de la nation (par espèce), selon la première éventualité, à surveiller annuellement. Les pays où la nidification est nouvelle et émergente (catégorie 3) doivent poursuivre les projets de surveillance côtière et de surveillance par les citoyens afin d'enregistrer toute nidification dans le pays. Les pays qui n'ont pas de sites de nidification régulière doivent intégrer toutes les observations, ou l'absence d'observations, provenant d'autres actions

côtières (par exemple, la surveillance estivale des échouages sur les plages), y compris les rapports des citoyens scientifiques, comme résultats négatifs pour la nidification.

14. Tous les pays devraient entreprendre des évaluations côtières périodiques à grande échelle pour la nidification afin de faciliter les pratiques de surveillance adaptatives qui répondent aux besoins de conservation de l'espèce au niveau national. Si de nouvelles zones de nidification apparaissent et justifient une surveillance, car elles contiennent des niveaux de nidification importants au niveau national, le nouvel emplacement devrait être ajouté à l'effort de surveillance entrepris sur toutes les plages originales de l'index, car les ensembles de données à long terme permettent de mieux comprendre les variations et les tendances des habitudes de nidification des tortues.

Portée temporelle

15. Les tortues caouannes migrent vers leurs zones de reproduction un mois ou plus avant le début de la nidification. Les caouannes mâles quittent les zones de nidification au début de la saison de nidification lorsque les femelles ne sont plus réceptives (Schofield et al. 2017, 2020), et on suppose qu'il en est de même pour les tortues vertes. Les tortues femelles quittent les zones de reproduction après avoir déposé leur quota d'œufs - normalement en une à cinq couvées. La saison de nidification en Méditerranée dure généralement de fin mai à début août, le pic de nidification se produisant en juin et juillet. Par conséquent, la surveillance des habitats de reproduction doit avoir lieu en avril/mai pour les enquêtes sur les tortues en mer et de fin mai à août pour les enquêtes de comptage des nids. La surveillance des nids doit se poursuivre jusqu'à la fin du mois de septembre afin d'enregistrer le sort de la majorité des nids en incubation et d'évaluer la production annuelle d'éclosions. Les évaluations côtières à grande échelle pour la nidification doivent être effectuées ou révisées tous les six ans afin de faciliter les pratiques de surveillance adaptatives qui répondent aux besoins de conservation de l'espèce au niveau national.

Analyse des données et résultats

16. Le suivi sur les plages index de nidification devrait idéalement être entrepris de manière à ce que les comptages de nids soient précis à 10% près du nombre réel de nids et pas moins de 20% de précision modélisée. Voir SWOT (2011) pour les méthodes de surveillance qui peuvent atteindre le niveau de précision requis pour la surveillance des nids. Les enquêtes en mer doivent être répétées trois fois sur une période d'une semaine dans la période de pré-nidification pour être en mesure de générer des limites de confiance pour le nombre de tortues présentes. Idéalement, les enquêtes en mer devraient produire des données dans lesquelles les tortues mâles et femelles peuvent être distinguées. Voir Schofield et al. (2017) pour un exemple de méthodologie. Les données doivent être compilées dans des résumés cartographiques annuels SIG qui facilitent la détermination des tendances de la distribution et de l'abondance des nids, pour l'IC 3 et l'IC 4 respectivement, et des rapports sexuels des adultes pour l'IC 5.

Habitats d'alimentation démersaux/benthiques près de la côte

17. Les données sur les habitats littoraux utilisés par les tortues marines, en dehors de leur utilisation saisonnière avant et pendant la saison de reproduction, sont parcellaires et basées principalement sur des données provenant d'enregistrements d'échouages, avec très peu de hotspots côtiers reconnus dans la littérature. Des exemples de hotspots côtiers connus pour les tortues sont le golfe d'Amvrakikos, en Grèce (Rees et al. 2013, 2017), la baie de Drini, en Albanie (White et al. 2013, Piroli et al. 2020), la baie de Fethiye (Turkozan & Durmus 2000 ; Baskale et al. 2018), la baie d'Iskenderun (Oruç 2001 ; Turkozan et al. 2013) et le lac Bardawil, Egypte (Rabia & Attum 2020) dans lesquels de nombreuses tortues se trouvent dans des eaux de moins de 3m de profondeur et où une certaine forme d'étude de capture-marquage-recapture a eu lieu.

Champ d'application spatial

18. Étant donné que les tortues sont présentes dans les eaux de tous les pays riverains de la Méditerranée, chaque pays devrait établir, au minimum, un réseau national d'échouage afin de signaler et d'enregistrer la

majorité des tortues qui s'échouent le long de la grande majorité du littoral du pays, comme indiqué dans le Plan d'action pour la Méditerranée actualisé pour la conservation des tortues marines (UNEP/MED IG.24/22 2019). Il convient de noter que les tortues affaiblies et mortes peuvent dériver sur des distances considérables avant de s'échouer, et l'interprétation de leurs origines doit être acceptée avec prudence (Santos et al. 2018). Ce réseau n'a pas besoin de mener des enquêtes systématiques dans les zones fréquentées par les gens, mais des enquêtes saisonnières dans les zones éloignées amélioreraient la couverture au niveau national. De plus, les taux de prises accessoires de tortues ajustés à l'effort devraient être rapportés par pêcherie ainsi que son effort de pêche dans plusieurs zones clés du pays pour aider à quantifier la présence de tortues en mer et aussi évaluer la menace que ces pêcheries présentent. La Commission générale des pêches pour la Méditerranée (CGPM) encourage la documentation des prises accessoires de tortues marines et autres dans les pêcheries régionales (FAO 2020) et la mise en œuvre réussie de cette initiative contribuera grandement à notre compréhension des menaces auxquelles les tortues marines sont confrontées.

19. Divers ensembles de données tels que les registres d'échouage, les registres de pêche, les résultats des questionnaires des parties prenantes locales et les données de suivi doivent être utilisés pour identifier les hotspots marins proches du rivage dans le pays, chaque Partie contractante déterminant ses propres critères pour identifier les hotspots. Jusqu'à 4 de ces hotspots littoraux (par espèce) par pays doivent être inclus dans un programme de surveillance en mer et, si cela est possible d'un point de vue logistique, au moins un de ces hotspots doit également être le lieu d'une étude de capture-marquage-recapture pour acquérir des données pertinentes pour l'IC 5.

20. Tous les pays doivent entreprendre un examen à plus grande échelle de la présence des tortues dans les eaux néritiques tous les six ans afin de faciliter les pratiques de surveillance adaptatives qui répondent aux besoins de conservation de l'espèce au niveau national. Si de nouvelles zones d'alimentation importantes apparaissent ou sont découvertes, qui justifient une surveillance, le nouvel emplacement devrait être ajouté à l'effort de surveillance entrepris dans tous les hotspots originaux, car les ensembles de données à long terme permettent de mieux comprendre les variations et les tendances dans le nombre de tortues.

Portée temporelle

21. Les réseaux d'échouage et les registres de prises accessoires de la pêche doivent fonctionner toute l'année, tandis que les enquêtes du programme de surveillance des hotspots doivent être effectuées en hiver et en été, avec une série d'enquêtes répétées à chaque saison pour fournir des intervalles de confiance sur le nombre de tortues présentes.

Analyse des données et résultats

22. Tout au long de l'année, les données nationales doivent être normalisées pour l'effort des observateurs, et résumées par mois ou par trimestre pour identifier les tendances saisonnières et annuellement pour générer des données comparatives d'une année sur l'autre. Les données doivent être cartographiées sur le système de grille spécifié dans le logiciel SIG afin de standardiser la présentation dans l'espace et dans le temps. Les données semestrielles de surveillance des hotspots doivent faire l'objet d'une évaluation interne séparée pour identifier les tendances et être combinées dans un résumé annuel qui est cartographié comme pour les données annuelles.

Habitats en mer

23. Les habitats en mer sont la zone la plus étendue dans l'espace et la plus difficile à surveiller d'un point de vue logistique pour les tortues, et la difficulté de surveiller les tortues est encore exacerbée par les densités généralement plus faibles de tortues qui y sont présentes. Cependant, c'est dans ces habitats que réside la majorité des tortues, compte tenu de la structure de la population qui comprend des durées de vie pluri-décennales et un nombre beaucoup plus élevé de juvéniles que d'adultes. Étant donné la distribution étendue

des tortues caouannes qui chevauche entièrement celle des tortues vertes en Méditerranée, toutes les Parties contractantes devraient adopter des mesures pour surveiller la présence des tortues marines dans les habitats océaniques.

Champ d'application spatiale

24. Une façon de surveiller la présence des tortues au large et de quantifier les niveaux de menace pour les tortues est d'utiliser les mécanismes nationaux de déclaration des prises accessoires des pêcheries (voir FAO 2020 et FAO, 2019) qui intègrent une proportion suffisante de navires par zone et par engin de pêche. Cependant, des données scientifiques solides devraient être enregistrées à partir d'enquêtes aériennes et en bateau. Afin d'étendre la couverture et d'établir des relevés réguliers à distance, ces relevés aériens et en bateau peuvent être complétés par des observations utilisant des ferries ou des bateaux touristiques comme navires de relevé (par exemple, Zampollo et al. 2018, Casale et al. 2020). Il faut s'efforcer d'identifier les tortues par espèce lorsque cela est possible, mais en dehors des migrations de reproduction, on peut supposer que toute tortue de plus de 40 cm observée dans des habitats en mer sera une caouanne, car presque toutes les tortues vertes se sont tournées vers les habitats benthiques d'alimentation du littoral pour cette classe de taille.

Portée temporelle

25. Sur une base périodique minimale, par exemple tous les six ans pour correspondre au cycle IMAP, des enquêtes aériennes sous-régionales collaboratives (par exemple, l'initiative d'enquête ACCOBAMS) peuvent être organisées pour évaluer la présence des tortues et d'autres mégafaunes marines en mer, fournissant ainsi des données quantitatives à grande échelle qui peuvent contribuer à l'IC 3 et surtout à l'IC 4. Jusqu'à ce qu'il y ait des données validées répétées provenant d'enquêtes aériennes pour former une base solide, ces enquêtes aériennes devraient être effectuées plus fréquemment que tous les six ans. Les enregistrements des prises accidentelles et les données des enquêtes par transect doivent être collectés tout au long de l'année afin d'établir la saisonnalité de la présence et de l'abondance des tortues, etc.

Analyse des données et résultats

26. Comme pour les données relatives au littoral, les données nationales disponibles toute l'année doivent être résumées par mois ou par trimestre pour identifier les tendances saisonnières et annuellement pour générer des données comparatives d'une année sur l'autre. Les données doivent être cartographiées selon le système de grille spécifié dans un logiciel SIG afin de normaliser la présentation dans l'espace et dans le temps. Cette cartographie des données quadrillées s'applique également à toutes les enquêtes aériennes périodiques, nationales et sous-régionales qui sont réalisées.

Connaître les lacunes et les incertitudes

27. Les écarts et les incertitudes nécessaires à une évaluation réussie du BEE se manifestent à la fois dans les types de données détenues et acquises et dans le processus de détermination du BEE lui-même. Ces éléments ont été précédemment énumérés dans le document UNEP(DEPI)/MED WG.444/6/Rev.1. La liste ci-dessous a été révisée, en sélectionnant, avec une révision mineure, les éléments déterminés comme étant les plus importants pour disposer de données suffisantes à utiliser dans les évaluations du BEE, en se référant à une récente analyse des lacunes sur la conservation des tortues marines en Méditerranée (SPA/RAC-UNEP/MAP 2020). Les points qui faisaient référence au processus de détermination du BEE ont été supprimés car ils sont en cours de résolution avec l'acceptation, après examen, des propositions présentées dans ce document.

Lacunes dans les données sur la répartition des populations

- Localisation [et quantification] de tous les sites de reproduction/nidification en Libye
- Localisation de tous les sites importants d'hivernage/alimentation et de développement des tortues juvéniles et adultes

- Connectivité entre les différents sites en Méditerranée
- Identifier les sites de référence et d'index possibles
- Générer ou mettre à jour des bases de données et des cartes des habitats connus de nidification, d'alimentation et d'hivernage dans chaque Partie

Écarts dans les données démographiques des populations

- Nombre de mâles et de femelles fréquentant tous les sites de reproduction/nidification chaque année (ratio sexe opérationnel), et le nombre total d'individus dans les populations reproductrices.
- Nombre d'adultes et de juvéniles fréquentant les sites d'hivernage/alimentation et de développement, ainsi que la façon dont les nombres varient au cours de la saison lorsque les individus entrent et sortent des différents sites.
- Connaissance des niveaux de recrutement dans les zones de reproduction indicatrices représentatives de chaque partie contractante concernée.
- Connaissance des ratios de sexe au sein des différentes composantes (reproduction, recrutement, maturation, hivernage/alimentation), globalement et entre les populations.

Données sur la pression

- Analyse des relations pression/impact pour ces sites, avec une attention particulière à la pression de pêche et aux taux de mortalité.
- Critères pour une approche de la surveillance basée sur le risque et élaboration d'instructions d'échantillonnage harmonisées, le cas échéant.

Acquisition de données

- Identifier les capacités de surveillance et les lacunes dans chaque Partie contractante
- Développer des synergies de surveillance en collaboration avec la CGPM pour l'OE3 (récolte de poissons et de crustacés exploités commercialement), afin de collecter des données sur les prises accessoires de tortues de mer.
- Étudier les synergies de surveillance avec d'autres OE pertinents qui comprendront un travail de terrain sur la côte, en relation avec la surveillance des plages de nidification des tortues marines nouvelles/inconnues, et des animaux échoués/échoués, afin d'obtenir des informations plus étendues.

III. Échelles d'évaluation

28. Chaque pays devrait examiner ses propres données pour déterminer les évaluations nationales du BEE. **L'évaluation des Parties contractantes** prendrait en compte les données sur les IC 3, IC 4 et IC 5 qui sont obtenues par la surveillance dans des zones de nidification et d'alimentation littorales indexées sélectionnées et par la surveillance nationale en mer. À ce niveau d'évaluation, les données informeront le pays respectif si et où des mesures de conservation supplémentaires sont nécessaires pour se rapprocher du BEE si celui-ci n'est pas atteint, ou signaler les endroits où les indicateurs suggèrent une aggravation de la situation, alors que le BEE basé sur les valeurs seuils est tout de même atteint.

29. L'évaluation de chaque Partie contractante devrait alimenter une évaluation à **l'échelle de la subdivision** en termes de répartition de la reproduction pour deux raisons. 1) les analyses génétiques ont indiqué l'existence de plusieurs clades de populations sous-UGR pour les tortues caouannes et les tortues vertes (Figure 3.1) ; et 2) les tortues caouannes connaissent une expansion de leur aire de répartition dans toute la Méditerranée, probablement sous l'effet du changement climatique, ce qui rend obsolète une valeur seuil universelle. Les éventuels sites de nidification réguliers émergents doivent être traités différemment des sites de nidification majeurs et mineurs établis de longue date (voir section 2). Pour les tortues dans leurs autres habitats (zones d'alimentation proches du rivage et au large), les évaluations des Parties contractantes doivent alimenter les évaluations sous-régionales. L'affectation des Parties contractantes à des subdivisions et sous-régions spécifiques est fournie dans le tableau 3.1 et la figure 3.2.

30. Le niveau **d'évaluation sous-régional** est l'échelle la plus appropriée pour les tortues dans les habitats marins pour un certain nombre de raisons démographiques défendables. La Méditerranée occidentale est la seule sous-région où un grand nombre de caouannes de l'Atlantique résident et, dans une très faible mesure, se reproduisent, et où seule une nidification émergente de faible niveau a lieu. La mer Adriatique a peu ou pas de nidification, mais un grand nombre de tortues présentes en mer qui sont potentiellement confrontées à des menaces élevées de la pêche intensive qui a lieu dans la sous-région. Les deux zones restantes (Méditerranée centrale/Ionienne et Égée/Levant) couvrent les principaux sites de nidification pour les deux espèces endémiques de tortues de mer et la grande majorité de la distribution spatiale des tortues vertes, seuls de très faibles effectifs de cette espèce étant présents dans la mer Adriatique. La région de la Méditerranée centrale/Ionienne abrite également d'importantes zones d'alimentation démersales et épipelagiques pour les caouannes et le Levant contient d'importants corridors migratoires pour les deux espèces.

31. En raison des frontières établies dans la structure actuelle des subdivisions/sous-régions, les données de plusieurs pays, notamment l'Italie, la Grèce, la Turquie et la Libye, devront contribuer à de multiples segments transnationaux. Il est donc possible qu'un pays ne soit pas en BEE au niveau national, mais que les subdivisions et sous-régions dans lesquelles la partie contractante est située soient en BEE en fonction de la partie infranationale de l'évaluation de la partie contractante, c'est-à-dire que la non-réalisation du BEE par une partie contractante n'entraîne pas automatiquement la non-réalisation du BEE de toutes les subdivisions et sous-régions dans lesquelles cette partie est située (Figure 3.3).

En raison de l'intensité du travail requis, il est probable que toutes les Parties contractantes ne seront pas en mesure de déterminer les valeurs de toutes les composantes pertinentes qui se combinent pour constituer l'IC 5. Dans ces cas, les valeurs démographiques des Parties contractantes proches, ou de toute Partie contractante régionale où les données sont rares, peuvent être utilisées pour calculer les valeurs démographiques connexes. Par exemple, les données précises sur la fréquence des pontes (FC ; le nombre moyen de pontes d'œufs pondus par une tortue au cours d'une seule saison de nidification) sont difficiles à obtenir car elles nécessitent des programmes intensifs de travail nocturne sur le terrain, des projets de suivi à petite échelle mais coûteux ou des études génétiques et d'échantillonnage à grande échelle, techniquement complexes et coûteuses. Ainsi, les valeurs de FC spécifiques aux espèces peuvent être adoptées par les Parties contractantes à partir de l'un des rares endroits où elles ont été établies dans la région (par exemple, Broderick et al. 2002, Rees et al. 2020).

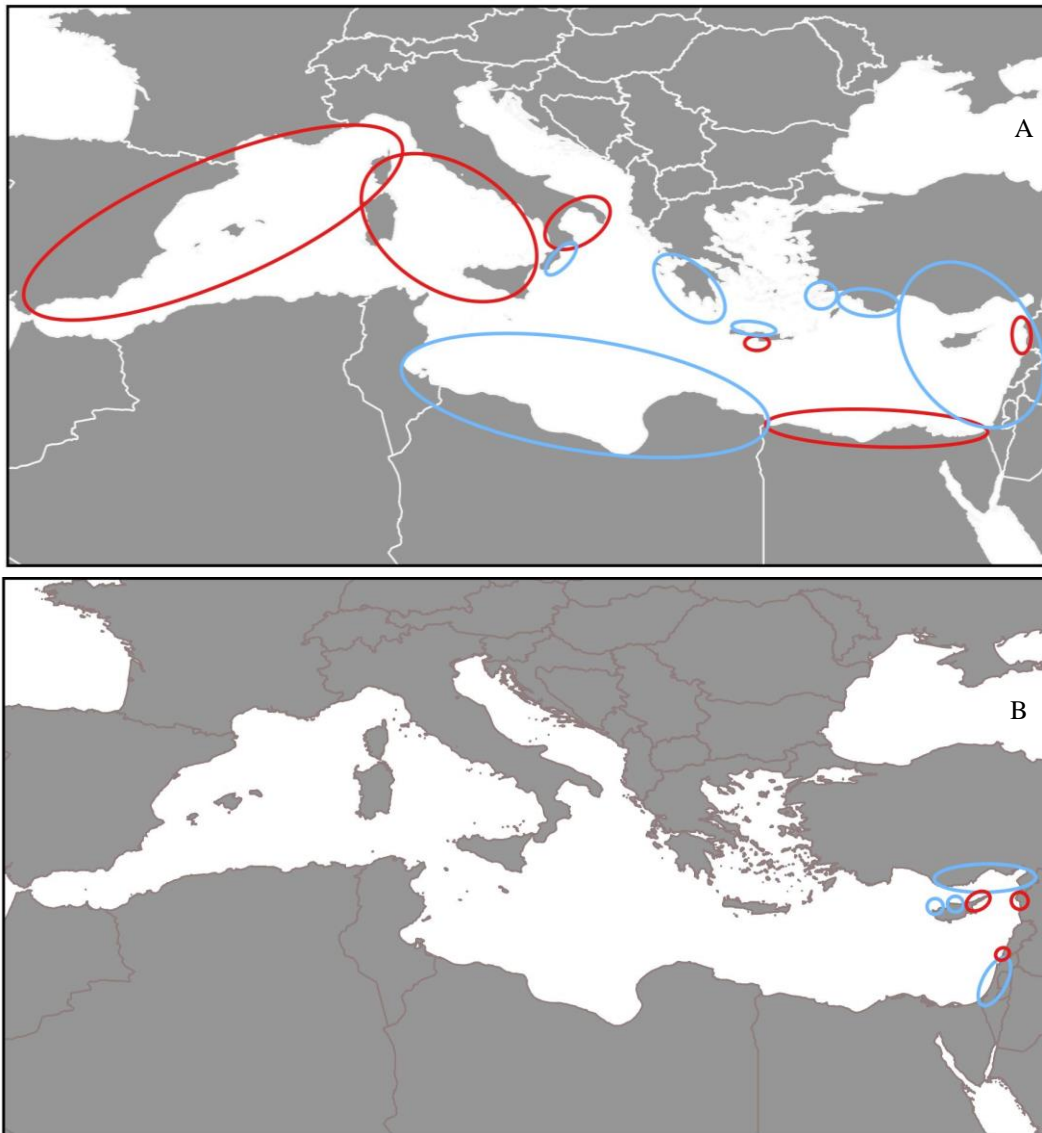
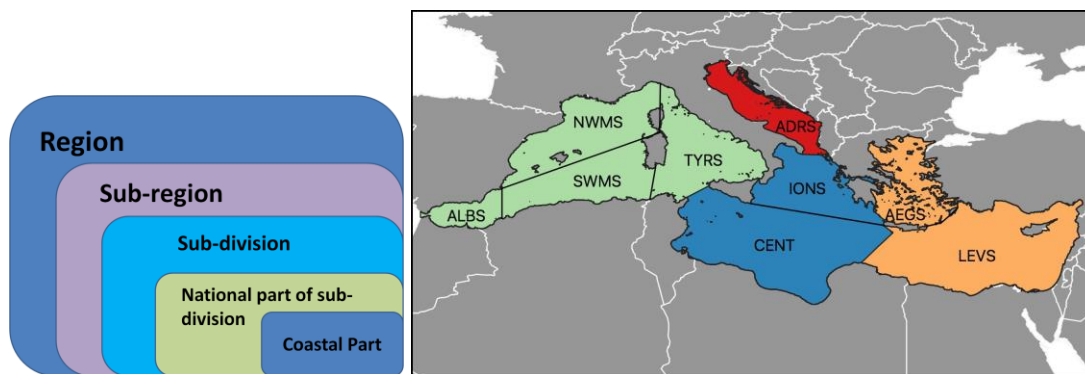


Figure 3.1. Clusters génétiques pour les tortues marines se reproduisant en Méditerranée. (A) Clusters génétiques d'ADNmt de la caouanne (Basé sur Shamblin et al. 2014) (B) Clusters génétiques STR d'ADNmt de la tortue verte (Basé sur Tikochinski et al. 2018). Codes de couleur des clusters : bleu = défini, rouge = non traité / non échantillonné.



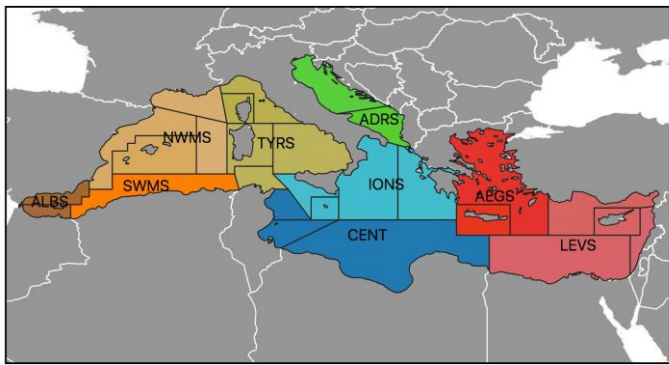


Figure 3.2. Les quatre sous-régions établies (zones colorées sur la carte) et le projet de neuf segments de subdivision de la mer Méditerranée, basé sur les limites de la CGPM, emboîtés, pour les échelles d'évaluation des zones marines et des zones de nidification respectivement. (Voir également le tableau 3.1)

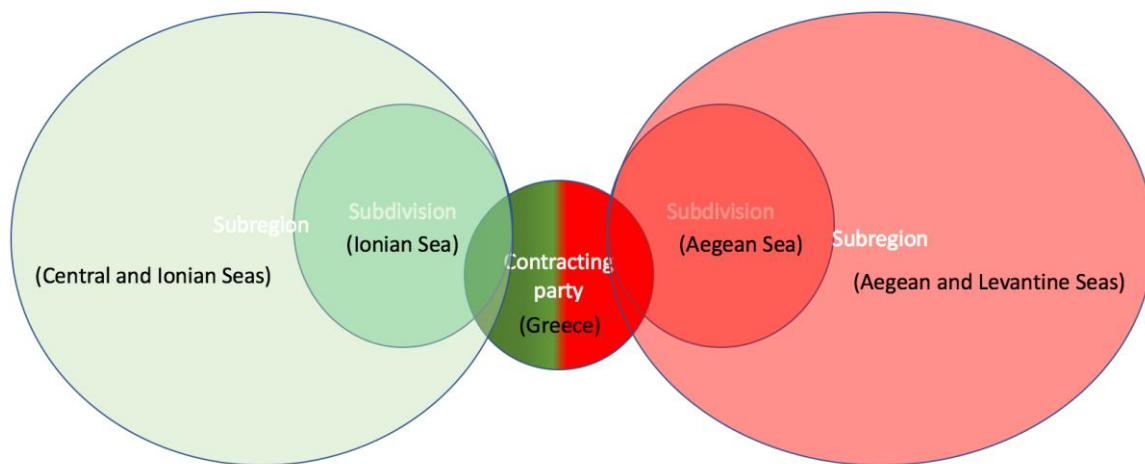


Figure 3.3. Une partie contractante qui n'atteint que partiellement le BEE pour une IC spécifique a un statut non performant mais peut contribuer à la fois positivement (le BEE atteint ; vert) et négativement (le BEE non atteint ; rouge) au projet de statut de la subdivision et de la sous-région sur la base de la condition dominante pertinente au niveau sous-national, avec l'exemple donné de la Grèce.

Tableau 3.1. Placement suggéré des parties contractantes dans quatre sous-régions et 9 projets de subdivisions de la mer Méditerranée pour les échelles d'évaluation du milieu marin et des aires de nidification respectivement. Les PC entre parenthèses ne contribuent qu'une petite partie de leur côte à la subdivision provisoire correspondante. (Voir également la Figure 3.2)

Sous-région	Sous-Division	Partie contractante
Méditerranée occidentale	Nord-Ouest (NWMS)	Espagne, France, Italie
	Mer d'Alboran (ALBS)	Espagne, (Algérie), Maroc
	mer Tyrrhénienne (TYRS)	Italie, Tunisie (France)
	Sud-ouest (SWMS)	(Espagne) , Algérie, (Italie)
mer Adriatique	Mer Adriatique (ADRS)	Italie, Slovénie, Croatie, Bosnie-Herzégovine, Monténégro, Albanie
Mers centrale et ionienne	Centrale (CENT)	Italie, Libye, Malte , Tunisie

	Mer Ionienne (IONS)	Italie, Grèce, Malte
Mers Egée et Levantine	mer Égée (AEGS)	Grèce, Turquie
	Levantin (LEVS)	Turquie, Chypre, Syrie, Liban, Israël, Egypte, (Libye)

IV. Critères d'évaluation

CI 3 Distribution

32. Le critère de distribution est une caractéristique booléenne évaluée sur une grille spatiale prédéfinie d'occurrence. Les tortues sont soit enregistrées comme présentes ou absentes, pour la nidification sur les plages de sable ou la recherche de nourriture dans des lieux aquatiques avec une grille prédéfinie de 10 km carrés. Pour les zones focales de nidification des tortues de plage bien définies et unidimensionnelles, leur présence prévisible à certaines périodes de l'année rend l'évaluation de la distribution relativement simple par rapport au vaste domaine marin bidimensionnel. Néanmoins, avec une surveillance suffisante dans le temps et dans l'espace, telle que définie ci-dessus, l'évaluation du BEE peut être effectuée dans toute la région méditerranéenne et dans tous les habitats. Le tableau 4.1 énumère les différents facteurs qui doivent être pris en compte pour comprendre la distribution des tortues marines, ainsi que les méthodes générales utilisées et les données à collecter.

Tableau 4.1. Sujets et exigences de collecte de données pour l'IC 3 : répartition des tortues par espèce.

Habitat terrestre (plage de nidification)		
Informations nécessaires	Méthodes	Données collectées
Distribution actuelle des activités de nidification	Patrouilles à pied Enquêtes par drone Relevés d'avion (Génétique)	Étendu de chaque site de nidification. Localisation des activités de nidification. (Haplo type des adultes)
Distribution des sites potentiels de nidification (moindre / plages de nidification émergentes)	Patrouilles à pied Enquêtes par drone Relevés d'avion	Étendu de chaque site de nidification potentiel. Confirmation de nidification/non nidification chaque 6 ans.
Habitat marin		
Informations nécessaires	Méthodes	Données collectées
Zones d'alimentation en mer	Relevés d'avion Telemetry Prises accessoires Enquêtes en bateau Enquêtes par drone (à partir de bateau) (Genetique)	Localisation des tortues Saisonnalité de la présence (Analyse des stocks mixtes)
Zones d'alimentation à proximité du rivage	Enquêtes en bateau Enquêtes par drone Relevés d'avion Telemetry Prises accessoires Echouages (Genetique)	Localisation des tortues Saisonnalité de la présence (Analyse des stocks mixtes)
Voies migratoires	Telemetry Prises accessoires	Localisation des tortues Saisonnalité de la présence
Internesting areas	Telemetry Enquêtes par drone Enquêtes en bateau	Localisation des tortues

Zone de reproduction

33. Chaque portion de côte doit être classée comme plage de nidification ou non, par blocs de 10 km suivant un critère de présence/absence basé sur les données historiques et les plus récentes sur la connaissance des lieux de nidification. A partir des enquêtes annuelles de comptage des nids qui couvrent une grande partie de la nidification d'un pays, sur la base de la catégorie de pays définie dans le tableau 2.1, la distribution spatiale de la nidification peut être déterminée par an. Tous les six ans, cette situation nationale doit être réexaminée et au moins un échantillon de zones de nidification connues précédemment et d'autres zones de nidification potentielles doivent être réévaluées. Le BEE devrait être déclaré lorsque tous les sites d'index surveillés sont entièrement maintenus comme sites de nidification et qu'il y a peu ou pas de dégradation des autres sites connus, qui peuvent être surveillés à un moindre degré et ne sont pas inclus comme sites d'index.

Habitats proches de la côte / en mer

34. La validation de la distribution des tortues dans les habitats littoraux et en mer devrait provenir des changements dans les résultats des méthodes de surveillance décrites dans la section 2. L'omniprésence des tortues caouannes dans l'ensemble de la mer Méditerranée et la disparité actuelle et prévue des données de distribution signifient que leur présence potentielle devrait être supposée à moins qu'une absence persistante puisse être confirmée (par exemple, par l'absence persistante d'enregistrements de prises accessoires de tortues dans une pêcherie et une zone qui les signalaient auparavant, ou lorsqu'un hotspot littoral surveillé n'a plus de tortues). Les quadrillages prédéfinis de 10 km doivent être utilisés pour les zones sensibles surveillées. Les autres sites doivent présenter des données de distribution amalgamées et interpolées qui montrent une combinaison de présence en mer supposée et confirmée. Des affirmations similaires devraient être faites pour les tortues vertes dans leur aire de répartition plus restreinte en Méditerranée orientale. Compte tenu de l'existence stipulée d'une surveillance dans plusieurs sites clés de recherche de nourriture à proximité du rivage et d'un rapport suffisant des données sur les prises accessoires par Partie contractante, on peut affirmer que le BEE est basé sur la persistance des tortues enregistrées dans toutes les zones. Des données périodiques d'enquêtes aériennes sous-régionales ou autres peuvent être utilisées pour soutenir ces hypothèses pour les deux espèces de tortues.

CI 4 Abondance

35. La mesure de l'abondance par espèce de tortue par cellule de grille couvre une échelle qui inclut des zéros mais est quantifiée comme une certaine mesure de la densité, telle que le nombre de nids ou de tortues par cellule de 10 km. La difficulté d'acquérir des données de surveillance robustes à partir des habitats marins souligne l'investissement nécessaire d'efforts et de ressources requis par les Parties contractantes afin d'évaluer correctement cette IC pour les tortues, et l'avantage de maximiser l'acquisition de données pour de multiples taxons à partir d'efforts de surveillance uniques. Le tableau 4.2 énumère les différents facteurs qui doivent être pris en compte pour comprendre l'abondance des tortues de mer, ainsi que les méthodes générales utilisées et les données que ces méthodes permettent de recueillir.

Tableau 4.2. Sujets et exigences de collecte de données pour l'IC 4 : abondance des tortues.

Plage de nidification		
Informations nécessaires	Méthodes	Données collectées
Emplacements réels des sites de nidification	Patrouilles à pied Enquêtes par drone Relevés d'avion	Nombre de nids/traces par saison par plage indexée.

Emplacements des sites de nidification potentiels (plages de nidification mineures / émergentes)	Patrouilles à pied Enquêtes par drone Relevés d'avion	Quantification de la nidification / absence de nidification tous les 6 ans.
Habitat marin		
Informations nécessaires	Méthodes	Données collectées
Zones d'alimentation en mer	Relevés d'avion Enquêtes en bateau Enquêtes par drone Télémétrie (Génétique)	Nombre de tortues (considérations saisonnières) Localisation des tortues (considérations saisonnières) (Analyse mixte des stocks)
Zones d'alimentation à proximité du rivage	Enquêtes en bateau Enquêtes par drone Télémétrie Échouage Relevés d'avion (Génétique)	Nombre de tortues (considérations saisonnières) Localisation des tortues (considérations saisonnières) (Analyse mixte des stocks)
Voies migratoires	Télémétrie (Génétique)	Nombre de tortues (considérations saisonnières) Analyse mixte des stocks
Internesting areas	Télémétrie Enquêtes par drone	Nombre de tortues (considérations saisonnières) Densité des tortues

Zone de reproduction

36. Comme suggéré ci-dessus, l'abondance des tortues présentes sur un site de reproduction, dans sa forme la plus élémentaire, peut être déduite du nombre de nids déposés sur les plages index de nidification surveillées, puis divisée par le nombre de cellules de 10 km pour fournir une valeur de densité, le cas échéant. Cependant, le nombre de nids ne fournit pas une indication directe irréfutable du nombre d'adultes se reproduisant annuellement dans une population. En effet, les tortues femelles adultes déposent entre une et cinq couvées au cours d'une saison de reproduction donnée, et les saisons de reproduction successives peuvent être espacées de deux ans ou plus pour les tortues nicheuses. En outre, étant donné la différenciation des sexes chez les tortues marines en fonction de la température, les rapports de masculinité des populations peuvent différer de manière significative de 1:1 et plus, les tortues mâles reviennent se reproduire plus fréquemment que les femelles, souvent chaque année. Compte tenu de ces faits, déduire la taille de la population adulte (abondance) d'un comptage de nids d'une seule année est susceptible de produire des résultats largement erronés. Néanmoins, l'utilisation des données sur les tendances du comptage des nids est généralement acceptée comme la manière la plus pratique de déterminer l'abondance de la population, par exemple, c'est cette Paramètres qui est utilisée dans le MTSG de l'UICN pour déterminer le statut de la liste rouge des évaluations régionales et mondiales. Les facteurs démographiques sous-jacents (évalués dans l'IC 5) doivent être incorporés dans toute détermination de l'abondance des tortues adultes associée au nombre de nids surveillés. De plus, afin d'éviter

les erreurs d'interprétation causées par les variations interannuelles, une série chronologique d'au moins six ans de données de comptage de nids doit être utilisée.

Près de la côte

37. Les données sur l'abondance à proximité du rivage doivent être collectées dans les hotspots côtiers de l'indice de surveillance (voir section 2), ce qui permettra d'obtenir une évaluation semestrielle. Les deux enquêtes saisonnières peuvent être combinées pour donner une évaluation annuelle de l'abondance par emplacement et les divers hotspots côtiers combinés pour donner une valeur nationale (pour les hotspots d'index surveillés). Les relevés des prises accidentelles et des échouages doivent être analysés chaque année afin d'identifier les endroits où le taux d'occurrence augmente (valeurs des prises accidentelles ajustées en fonction de l'effort de pêche), ce qui peut signifier une augmentation des populations, ou les zones où les rapports réguliers sur les tortues diminuent ou n'existent plus, ce qui peut indiquer une réduction locale de la taille de la population. Cependant, les principales données solides et défendables pour contribuer à l'évaluation de l'abondance devraient provenir d'enquêtes répétées standardisées dans les hotspots. La zone littorale est également utilisée par les deux espèces de tortues comme voie de migration à des moments réguliers de l'année (avant et après la saison de reproduction), ce qui peut affecter les estimations d'abondance déterminées pendant certaines périodes, de sorte que la surveillance et l'analyse doivent tenir compte de cette saisonnalité.

Offshore

38. Cette région est celle qui est la plus difficile ou la plus coûteuse à étudier et à produire des valeurs d'abondance spatialement explicites. Cela dit, comme indiqué dans la section 2, il existe plusieurs façons de surveiller la présence des tortues de mer en haute mer et d'en déduire des valeurs d'abondance. Les valeurs d'abondance provenant d'enquêtes aériennes régionales ou sous-régionales annuelles ou périodiques devraient être utilisées pour des évaluations définitives et pour valider les résultats d'enquêtes opportunistes et peuvent être utilisées pour combler les lacunes dans la collecte de données des parties contractantes incapables de générer leurs propres données nationales d'abondance. Les données d'observation des ferries ou des bateaux touristiques peuvent également contribuer aux estimations d'abondance, si elles sont collectées systématiquement sur une longue période (Zampollo et al. 2018, Casale et al. 2020). Ces données peuvent être regroupées spatialement de manière plus précise pour fournir des estimations quantitatives de l'abondance des tortues le long de la route du ferry. La variabilité de ces données peut être étudiée pour déterminer quel niveau d'observations est nécessaire pour identifier les augmentations et diminutions réelles de l'abondance de la population. La zone offshore est également utilisée par les deux espèces de tortues comme voie de passage migratoire à des moments réguliers et prévisibles de l'année (avant et après la saison de reproduction), ce qui peut affecter les estimations d'abondance déterminées pendant certaines périodes, de sorte que la surveillance et l'analyse doivent tenir compte de cette saisonnalité.

IC 5 Démographie

39. Comprendre la démographie des métapopulations de tortues marines permet d'identifier les pressions qui peuvent avoir le plus d'impact sur la stabilité de la population et les mesures de conservation qui sont susceptibles d'avoir le plus d'effet sur la stabilisation ou le rétablissement des niveaux de population. Le principe de base est que le nombre de tortues recrutées dans la population chaque année doit être suffisant pour maintenir le niveau d'adultes reproducteurs dans la population, compte tenu des différents taux de mortalité affectant la population à chaque stade ontogénétique / classe d'âge. Pour évaluer correctement ce principe de base, il faut disposer de données sur de nombreux aspects du cycle de vie des tortues marines, y compris les taux de fécondité et leur interaction avec les menaces qui pèsent sur l'environnement des tortues et sur les tortues elles-mêmes, par exemple les prises accidentelles par les pêcheries. Le tableau 4.3 énumère les différents facteurs qui doivent être pris en compte pour comprendre la démographie des tortues marines, ainsi que les méthodes générales utilisées et les données recueillies par ces méthodes. Les données sur certains

aspects de la démographie peuvent prendre des décennies à acquérir et toutes les Parties contractantes n'ont pas la capacité de les déterminer unilatéralement. Cela s'applique particulièrement à des sujets tels que l'âge de la maturité sexuelle, la longévité, etc. Dans ces cas, une partie contractante peut adopter des valeurs produites par d'autres parties contractantes ou des collaborations régionales comme approximations de ses propres populations. Cependant, chaque nation est fortement encouragée à recueillir des données relatives à la production reproductive et au recrutement de la population par un suivi ciblé des plages index de nidification.

Zones de reproduction

40. La collecte de données sur les sites de nidification se concentre sur la production reproductrice au niveau de l'individu et de la population, le recrutement de la population, le rapport des sexes des petits et des adultes et la longévité des adultes. La production, le recrutement et les ratios des sexes des petits sont relativement simples à déterminer et devraient être entrepris sur les plages index surveillées qui ont été sélectionnées par chaque Partie contractante. Les autres sujets de données nécessitent des régimes de surveillance intensifs à réaliser pendant la saison bien définie de reproduction estivale et devraient être réalisés dans la mesure du possible.

Néritique côtier

41. Cette zone est généralement occupée par des tortues de mer juvéniles plus grandes (>45cm CCL) jusqu'aux tortues caouannes adultes et par des tortues vertes plus petites (>30cm CCL) jusqu'aux adultes - bien que les tortues vertes puissent changer d'habitat/emplacement en fonction de leur classe de taille. Les données requises pour cet habitat portent sur la distribution des classes de taille, les taux de croissance, le rapport des sexes, la survie (qui peut inclure les taux de prises accessoires et de mortalité) et l'âge à la maturité. Plusieurs de ces sujets nécessitent des méthodes de recherche intensives et spécialisées, invasives, telles que la détermination de l'âge à la maturité et du sex-ratio des tortues juvéniles, et les données d'autres Parties contractantes ou des efforts de collaboration peuvent être utilisés pour ces sujets, mais chaque Partie contractante devrait acquérir ses propres données lorsque cela est possible en termes d'expertise et de ressources.

Offshore océanique

42. Cette zone est le plus souvent habitée par des jeunes tortues de moins de 30 cm pour les deux espèces, bien que les caouannes de plus grandes classes de taille - y compris une grande proportion d'adultes - puissent rester dans la zone océanique toute l'année. L'acquisition de données ici suit largement celle des tortues de stade néritique, comme la distribution des classes de taille, les taux de croissance, la survie (qui peut inclure les prises accidentelles et les taux de mortalité) et les rapports de sexe, avec peu ou pas de possibilité de données directes sur l'âge et la taille à la maturité sexuelle. Encore une fois, si nécessaire, des données collaboratives ou des données provenant d'autres Parties contractantes peuvent être utilisées lorsqu'une Partie contractante individuelle est incapable d'acquérir ses propres données.

Tableau 4.3. Sujets et exigences de collecte de données pour l'IC 5 : démographie des tortues. **Facteurs pouvant être améliorés par des mesures de conservation directes. *Facteurs pouvant être améliorés par des mesures de conservation indirectes.

Zones de reproduction			
Informations nécessaires	Méthodes	Données collectées	Refs.
Taille de la couvée	Excavation du nid	Nombre d'œufs par couvée.	1, 12, 14
Durée d'incubation (ID)	Patrouilles à pied régulières Enregistreurs de température	Dates de ponte/éclosion Profil de température d'incubation	12

** Émergence des éclosions Succès de l'éclosion	Excavation du nid	Pourcentage d'œufs dont l'éclosion a échappé au nid (en tenant compte de la prédation, de l'inondation, etc.).	1, 14
Intervalle entre les nidifications	Télémetrie Patrouilles nocturnes (Génétique)	Événements de nidification identifiés à partir des mouvements Événements de nidification identifiés par l'observation de la tortue (Événements de nidification confirmés par une analyse ADN spécifique à l'individu)	9, 14
Intervalle de remigration	Télémetrie Patrouilles nocturnes (Génétique)	Présence dans la zone de nidification confirmée par l'observation de l'individu ou par le suivi.	13, 14
Fréquence des pontes	Télémetrie Patrouilles nocturnes (Génétique)	Nombre de couvées par individu identifiées à partir des mouvements. Nombre de couvées par individu identifiées par l'observation de la tortue (Nombre de couvées par individu confirmé par une analyse ADN spécifique à l'individu)	2, 3, 14
** Ratio des sexes des éclosions	Patrouilles à pied régulières Enregistreurs de température (Analyse biochimique - éclosions)	Dérivé des dates de ponte et d'éclosion (ID) Dérivé de la température du nid/de la plage (évaluée à partir d'une prise de sang / d'un dosage hormonal)	10, 14
(opérationnel) ratio des sexes adultes	Enquête par drone Relevé d'avion Enquête sur les bateaux (Génétique - éclosions)	Proportion des sexes observés pendant la saison pré-nuptiale se rassemblant en mer à proximité du site de nidification. (Déterminée par l'identification des mâles à partir des caractéristiques génétiques et déduite de la multi-paternité dans les clusters)	15, 16
Longevity	Patrouilles à pied Capture-Mark-Recapture (CMR)	Longévité et rendement reproductifs des femelles et présence répétée des mâles	17, 18

Habitat marin

Informations nécessaires	Méthodes	Données collectées	Refs.
Zone d'alimentation océanique : classes de taille / Sex Ratio	Enquêtes en bateau DRONE / Relevés d'avion Prises accessoires	Données d'abondance et de distribution séparées par taille et par sexe (lorsque le sexage des individus n'est possible que pour les classes de taille sub-adultes et adultes à partir de la morphologie externe).	11, 14
Zone de recherche de nourriture néritique : classes de taille / Sex ratio	Enquêtes en bateau DRONE / Relevés d'avion Prises accessoires / Échouages	Données d'abondance et de distribution classées par taille et par sexe (lorsque la détermination du sexe des individus n'est possible que pour les classes de taille sub-adulte et adulte à partir de la morphologie externe).	4, 7, 11, 14
** Zone d'alimentation océanique : menaces et survie	Prises accessoires Télémetrie CMR	Incidence des Prises accessoires et taux de mortalité qui en résulte Taux de mortalité des individus identifiables	8, 14, 24
** Zone de nourriture néritique : menaces et survie	Prises accessoires / échouages CMR Télémetrie	Incidence des Prises accessoires et taux de mortalité qui en résulte Taux de mortalité des individus identifiables	8, 14, 24
* Zone de recherche de nourriture dans l'océan : indice de santé	Prises accessoires CMR	Taille/poids Polluants	20, 25
* Zone de butinage néritique : indice de santé	CMR Prises accessoires / échouages	Taille/poids Polluants	19, 20, 21, 22, 23,
Taux de croissance	Prises accessoires Échouages	Taille à la capture	6, 14

	CMR		
Âge et taille à la maturité sexuelle	Prises accessoires/ Échouages , CMR	Âge (squelettochronologie) Maturité (nécropsie/ laparoscopie) Quand il est mature (à partir du CMR).	5, 8, 12, 14

V. Valeurs de base et valeurs seuils pour les IC IMAP/EcAp

CI 3 Distribution

Zone de reproduction

43. La mesure la plus appropriée pour établir la répartition des zones de nidification est d'accepter une année de référence de base. La distribution spatiale de base à utiliser devrait être celle enregistrée en 1992, l'année étant choisie pour s'aligner sur les données historiques de seuil adoptées au début de la directive européenne sur les habitats, ceci s'appliquant à tous les pays riverains de la Méditerranée, et pas seulement à ceux de l'UE. Lorsque les données ne sont pas disponibles pour cette période, les relevés les plus anciens datant d'après 1990 peuvent être utilisés. Toutes les études à long terme ont montré que les zones de nidification qui étaient présentes en 1992 sont toujours des zones de nidification valables aujourd'hui. En utilisant les données du suivi annuel sur les sites de nidification indexés couvrant la majorité de la nidification dans chaque Partie contractante, la réduction du nombre de blocs de 10 km avec nidification peut être identifiée. Ces données doivent être complétées tous les six ans par des réévaluations nationales plus étendues de la répartition des nids afin d'obtenir une vision nationale et régionale plus complète.

44. Les tortues caouannes connaissent actuellement une expansion relativement rapide de la distribution des sites de reproduction avec de nouveaux sites de nidification réguliers en Italie et un nombre accru de nidifications sporadiques en Espagne, en Albanie et à Malte. Bon nombre de ces sites sont déjà fortement développés et ne constituent pas des lieux de nidification idéaux pour les tortues, ce qui fait que l'établissement réussi de populations reproductrices risque de dépendre entièrement de la conservation. Les programmes nationaux actuellement en cours pour surveiller la nidification dans ces pays devraient être maintenus. Il n'a pas encore été démontré que les tortues vertes connaissent une expansion de leur aire de répartition en termes de sites de nidification, avec seulement trois événements de nidification anormaux enregistrés depuis 2007, à savoir deux nids à des endroits très différents en Crète, en Grèce, et un nid en Tunisie. Cependant, si l'expansion de l'aire de répartition est démontrée, les valeurs de référence peuvent être traitées de la même manière que pour les caouannes dans les sites de nidification émergents.

Les programmes nationaux actuellement en cours pour surveiller la nidification dans les pays où les populations nicheuses sont émergentes devraient être maintenus dans le but de confirmer l'établissement de ces zones comme sites de nidification réguliers et la mise en œuvre des mesures de conservation nécessaires.

45. Le BEE peut être accepté par la Partie contractante pour les pays des catégories 1 et 2 (tableau 2.1 et zones de reproduction ; Fig 1.4), lorsque le suivi annuel confirme que la nidification a lieu sur tous les sites d'index sélectionnés. Les années où il n'y a pas de nidification sur tous les sites d'index établis indiquent que le BEE n'est pas atteint et que les raisons de cette absence de nidification doivent être recherchées et que des mesures correctives, visant à minimiser les menaces, doivent être prises pour faciliter le retour de l'activité de nidification. Pour les pays de la catégorie 3, on peut supposer que le BEE est atteint si la nidification se poursuit au niveau national pour une nidification sporadique, mais le BEE n'est pas atteint lorsqu'aucune nidification n'est enregistrée pendant six ans sur un site de nidification de faible niveau mais régulier.

Littoral

46. En raison de la rareté des données et de la faible densité générale de présence des tortues dans les eaux côtières, on peut supposer que les tortues sont encore actuellement distribuées dans toutes leurs aires de répartition naturelles dans la mer Méditerranée. Pour les caouannes, cela signifie que l'ensemble des eaux côtières est accepté comme faisant partie de leur distribution de référence (Figure 1.3A). Cependant, la distribution de base de la tortue verte est limitée à la Méditerranée orientale, généralement comme décrit dans l'UGR de la tortue verte de la Méditerranée dans l'article de Wallace et al. (2010), mais avec l'étendue sud-

ouest de l'occurrence de l'espèce atteignant le sud de la Tunisie comme le montre le suivi par satellite des tortues adultes (Figure 1.3B).

47. Le statut de BEE pour cette partie de l'indicateur peut être perdu s'il est démontré que les points chauds littoraux surveillés n'ont plus de tortues présentes à tout moment de l'année ou si les données sur les prises accidentelles et les échouages (lorsqu'une tortue s'échoue sur le rivage morte, blessée ou affaiblie) révèlent que plus aucune tortue n'est enregistrée dans une certaine région. La présence de surveillance des hotspots doit être indiquée dans les blocs pertinents de la grille régionale de 10 km, mais les données sur les échouages et les prises accidentelles doivent être appliquées au niveau infranational car la quantité de données collectées et la précision spatiale des enregistrements de présence sont faibles.

Offshore

48. Il y a une plus grande rareté de données et une plus faible densité de tortues présentes dans les habitats néritiques et océaniques au large que dans les habitats proches du rivage, donc l'évaluation précise de la distribution des tortues en termes de présence/absence est encore plus difficile à déterminer. Par conséquent, les efforts déployés pour évaluer les tortues dans la zone hauturière devraient se concentrer sur la collecte de données vers les IC 4 et 5, comme présenté dans Sparks et DiMatteo (2020). La distribution de base des tortues caouannes et des tortues vertes devrait être acceptée telle que décrite dans la figure 1.3.

CI 4 Abondance

49. La détermination des lignes de base et des seuils d'abondance est plus complexe que pour l'IC 3 (distribution), les principales questions étant les suivantes : (a) comment fixer une ligne de base (par exemple, sur la foi de certaines données historiques ou de valeurs modélisées) ?, (b) comment acquérir suffisamment de données appropriées qui seront utilisées dans les évaluations d'abondance ? et, sur la base du principe de précaution, (c) quelle est la marge d'incertitude à attribuer pour garantir la mise en place de mesures de conservation accrues avant l'effondrement des populations ?

50. L'établissement de ces valeurs et l'acquisition de données pertinentes nécessitent des méthodes et des niveaux d'effort différents, en fonction de l'habitat de la tortue examinée. Les évaluations basées sur les zones de nidification sont les plus simples car elles sont limitées dans l'espace et dans le temps, les habitats côtiers sont ensuite les plus accessibles pour le suivi et les habitats océaniques au large sont les plus difficiles et coûteux à évaluer, bien qu'ils aient été réalisés avec un succès notable dans le cadre du projet ASI d'ACCOBAMS en 2018⁴.

51. Pour les deux espèces de tortues se reproduisant en Méditerranée, avant que le potentiel de BEE ne soit pas atteint, les tendances négatives de la population devraient être utilisées pour susciter l'inquiétude et conduire à des actions de conservation accrues, avec un déclencheur recommandé d'une diminution supérieure à l'estimation de 10% de la taille de la population sur une période de rapport de six ans.

Zone de reproductions

52. Il est suggéré d'utiliser des valeurs de base plutôt que des seuils pour les caouannes afin de faciliter la détermination du BEE, avec des valeurs dérivées de la moyenne de cinq années de données de comptage de nids centrées sur 1992. L'année est choisie pour s'aligner sur les données historiques des seuils adoptés avec l'établissement de la directive européenne sur les habitats, et cinq années de données (1990-1994) pour déterminer le niveau historique s'avèrent très similaires à une moyenne de toutes les données de nidification entre 1984-1991 - la plus longue série chronologique publiée de données sur deux des plus importantes zones de nidification de la caouane en Méditerranée (Margaritoulis et Rees 2001, Margaritoulis 2005). L'adoption de

⁴ <https://accobams.org/main-activites/accobams-survey-initiative-2/asi-preliminary-results/>

cette période peut être validée par d'autres ensembles de données à long terme pour la nidification de la caouanne en Méditerranée, s'ils existent. Lorsque les données ne sont pas disponibles pour cette période, les relevés les plus anciens peuvent être utilisés et modélisés par rapport à d'autres ensembles de données contemporaines, étant donné que la variation saisonnière du nombre de nids montre une corrélation approximative dans la région, afin d'établir des données de base pour ces sites extrapolées jusqu'en 1992, ou une approche basée sur la tendance en utilisant des ensembles de données sur 6 ans glissants et une valeur de base à partir du début de l'ensemble de données de surveillance. De nombreux sites de nidification de la caouanne dans l'est de la Méditerranée, à la fin des années 2010 et jusqu'en 2020, montrent une augmentation du nombre de nids (Obs. pers.), ce qui pourrait suggérer une mise à jour des valeurs de référence du BEE vers des BEE moyens plus récents, mais on ne sait pas si ces augmentations font partie d'un cycle multidécennal, comme cela a été démontré pour les caouannes dans l'Atlantique Nord-Ouest (Ceriani et al. 2019), qui comprendra un déclin prochain du nombre de nids ne résultant pas d'une aggravation anthropique spécifique des conditions d'habitat et/ou des effets du changement climatique et de l'adaptation des tortues à un tel changement du BEE. Par conséquent, les données de référence moyennes ou modélisées de 1992 pour les ensembles de données à long terme devraient actuellement être maintenues (pour au moins un autre cycle de rapport IMAP de six ans) jusqu'à ce que l'augmentation du nombre de nids soit confirmée comme une tendance positive de la taille de la population. Les programmes nationaux actuellement en cours pour surveiller la nidification dans les pays où les populations nicheuses sont nouvelles et émergentes devraient être maintenus et les valeurs de référence devraient être considérées comme des nids individuels. Les valeurs de référence dans ces zones devraient être révisées à la hausse (en utilisant une approche basée sur les tendances) avec chaque cycle de six ans pour s'assurer que les sites de nidification stables dans l'espace avec un nombre croissant de nids sont représentés dans leur meilleur état et qu'un retour à zéro n'est pas acceptable.

53. Il n'existe pas de telles données historiques de comptage des nids pour les tortues vertes de Méditerranée, avec seulement un ensemble de données publiées datant de la fin de 1989 (Lara-Chypre) et deux de 1993 (Alagadi-Chypre et Israël). Les valeurs moyennes mobiles sur cinq et dix ans pour ces trois sites indiquent une augmentation générale du nombre de nids au fil du temps, ce qui indique que l'adoption des données des cinq années les plus anciennes pour un site de nidification donné constitue une valeur de référence appropriée. Il faut noter que ces trois sites ont fait l'objet de mesures de gestion et de protection des nids à long terme et sont donc susceptibles d'être en meilleure condition, avec des tendances de nidification plus positives, que d'autres sites où les actions de conservation n'ont pas été, ou ont été plus récemment mises en place. Cependant, le manque de certitude quant aux niveaux historiques de nidification sur les sites de nidification de la tortue verte suggère que l'adoption des données des cinq années les plus anciennes, avec des augmentations périodiques basées sur les tendances, reste la plus valable.

54. Aucune zone de nidification n'est actuellement considérée comme ayant une capacité de charge, et a donc le potentiel d'accueillir un nombre accru de nids au fil du temps. Cependant, aucune zone de nidification n'est connue pour avoir jamais été à la capacité de charge théorique, donc ce seuil ne devrait pas être pris en compte pour déterminer le BEE.

Littoral néritique

55. Les estimations d'abondance dans les habitats littoraux seront principalement générées par la surveillance annuelle des hotspots pour les deux espèces. Il n'est pas prévu que les valeurs historiques d'abondance soient disponibles ou calculables, donc les données de la première année de surveillance devraient être acceptées comme base de référence. Les données de la première année de suivi doivent donc être acceptées comme données de base. Le suivi doit être effectué tout au long de l'année afin de calculer le nombre réel de tortues présentes et d'estimer la variance. Les sites peuvent alors être considérés comme atteignant le BEE si l'estimation annuelle est supérieure à la ligne de base moins 1 erreur standard et tous les sites doivent être dans cette condition, de sorte que le BEE d'un grand site ne peut pas compenser le manque de BEE d'un site moins

important. Enfin, des relevés aériens périodiques peuvent être utilisés pour générer des données à l'échelle sous-régionale avant la période d'évaluation semestrielle. Il est peu probable que les relevés aériens couvrent les mêmes endroits que la surveillance des hotspots littoraux. Les deux ensembles de données devront donc être pris en compte dans l'évaluation périodique, ainsi que les données d'échouage si elles sont obtenues en quantités suffisantes. Étant donné qu'à travers la Méditerranée, les deux espèces de tortues de mer sont provisoirement considérées comme affichant une tendance à la hausse de la taille de la population (sur la base de l'augmentation du nombre de nids), les niveaux actuels d'abondance des tortues dans les eaux néritiques proches du rivage sont susceptibles de représenter un état positif pour la détermination du BEE et les évaluations futures qui fluctuent au-dessus de cette valeur de base devraient toutes être considérées comme des BEE.

Offshore océanique

56. Lorsqu'il existe des données historiques sur la présence et l'abondance des tortues marines au large, elles peuvent être utilisées comme base de référence. De telles données font défaut et il est improbable qu'elles puissent être modélisées avec précision pour la majorité des parties contractantes ; par conséquent, les données recueillies au cours de la première année devraient servir de base de référence. En raison des faibles densités et de la grande motilité des tortues dans le domaine océanique, les valeurs d'abondance doivent être déterminées à de grandes échelles sous-nationales ou nationales. Des valeurs d'abondance à grande échelle dérivées de données d'observation provenant de plateformes d'observation non dédiées, telles que des observations systématiques à partir de ferries/plateformes, peuvent être utilisées. Idéalement, ces données devraient être suffisamment robustes pour permettre de calculer des valeurs d'abondance avec des estimations de la variance. Les relevés aériens sous-régionaux périodiques peuvent fournir un instantané de l'abondance utilisé pour calibrer les résultats nationaux. Le BEE peut être accepté à moins que des diminutions mesurables de l'abondance en dessous du seuil (abondance de base, moins une marge d'erreur standard) ne soient détectées au niveau national.

IC 5 Démographie

57. Les caractéristiques démographiques des populations doivent être évaluées pour une modélisation précise de la structure des populations et de la résilience anticipée aux facteurs de stress anthropiques et autres. À des fins de conservation, il est préférable d'évaluer ces caractéristiques en utilisant des valeurs seuils plutôt que des valeurs de référence. Ces valeurs doivent être constantes dans le temps, quelle que soit la taille de la population, et fixées à des niveaux suffisamment conservateurs pour garantir que des résultats positifs résultent des évaluations sommaires de types de données complexes.

58. Toutes les données recherchées ne sont pas égales en termes de facilité d'obtention, tant en termes de délais que d'efforts requis pour leur détermination. Par exemple, les estimations de la taille d'une couvée et du succès de l'émergence des jeunes peuvent être obtenues à partir d'une semaine de travail sur le terrain, alors que la détermination de la longévité ou de la survie des adultes reproducteurs nécessite des décennies de travail nocturne intense sur le terrain pendant plusieurs mois par an. Par conséquent, les valeurs démographiques difficiles à acquérir générées par les efforts de surveillance et de recherche d'une partie contractante peuvent être utilisées par une autre partie jusqu'à ce qu'elle dispose de ses propres données équivalentes. En effet, dans certains cas, par exemple pour les petites populations nicheuses, l'effort nécessaire pour déterminer certaines valeurs, telles que la fréquence des pontes et les intervalles de remigration, dépasse de loin l'utilité de déterminer des points de données spécifiques à la Partie contractante et d'autres valeurs sous-régionales peuvent être adoptées dans l'évaluation nationale de la Partie.

59. Certains paramètres démographiques sont utiles pour comprendre la résilience d'une population mais ne peuvent pas être affectés par des mesures de conservation, par exemple la taille de la couvée, alors que d'autres paramètres peuvent être utilisés pour comprendre la résilience d'une population et peuvent être affectés

positivement par des mesures de conservation, par exemple le succès d'émergence des éclosions. Ce sont les paramètres qui peuvent être manipulés qui devraient être utilisés comme critères principaux pour déterminer le BEE relatif à l'IC5.

60. Le tableau 4.3 présente une liste complète des paramètres permettant de comprendre la démographie des tortues de mer, les paramètres qui peuvent être améliorés par des mesures de conservation et les données à collecter. Chaque Paramètres est discutée tour à tour, ci-dessous, en ce qui concerne les valeurs établies et la nécessité pour les Parties contractantes de déterminer des valeurs de données locales et actualisées.

Paramètres obtenus de Zones de reproductions

Taille des couvées (CS)

61. Il s'agit d'une mesure couramment collectée, obtenue à partir de l'excavation des nids après l'éclosion ou du comptage des œufs lors du déplacement des nids peu après la ponte. Le SC est nécessaire pour pouvoir déterminer le succès d'éclosion et le succès d'émergence des jeunes (voir ci-dessous) et fait partie des données qui contribuent à la compréhension de la fécondité des tortues marines. Le SC typique pour les caouannes varie de 70 à 110 et pour les tortues vertes, la fourchette est de 100 à 115 (Casale et al. 2018). Ce n'est pas une mesure qui peut être manipulée à des fins de conservation, mais elle devrait être évaluée par chaque Partie contractante individuelle.

Incubation Duration (ID)

62. Des dates précises de ponte et d'éclosion sont nécessaires pour calculer un ID précis. Les ID sont négativement corrélés avec la température du nid et peuvent donc être utilisés pour produire une estimation approximative du Sex Ratio des éclosions produites par le nid. Ce sex-ratio alimente les modèles démographiques qui prédisent les sex-ratios à la fin de la vie des BEE, ce qui à son tour peut affecter la résilience de la population. Il ne s'agit pas d'une mesure qui doit être directement manipulée, bien que s'il existe des preuves solides que les températures des plages dépassent fréquemment la tolérance thermique des embryons (voir Succès d'émergence des éclosions), des mesures de gestion telles que l'ombrage du nid peuvent être adoptées pour réduire la température à des niveaux tolérables. L'identification doit être évaluée par chaque Partie contractante individuelle sur chaque site de nidification indexé.

Succès de l'émergence des nouveau-nés(HES)

63. Il s'agit d'une mesure fréquemment collectée qui combine à la fois la fertilité des œufs et l'adéquation des conditions du nid qui permettent d'obtenir un certain pourcentage d'œufs qui se développeront avec succès pour produire des éclosions qui émergeront du nid. Le HES peut être réduit si le nid est inondé par l'eau de mer, lorsque du sable s'infiltre dans les espaces d'air entre les œufs, si les températures d'incubation se situent en dehors de la plage de tolérance thermique pour le développement de l'embryon, si les nids sont pillés par des prédateurs ou si les nids sont écrasés ou piétinés par des machines lourdes, etc. Les HES rapportées pour les caouannes en Méditerranée sont très variables et vont de 20 à 80% environ (Casale et al. 2018) et pour les tortues vertes, elles sont en moyenne de 75% (Casale et al. 2018). La valeur de la tortue verte (75%) peut être acceptée comme un niveau seuil pour cette espèce dans la région et 65% est une valeur cible appropriée pour les tortues caouannes. Il s'agit d'une mesure pour laquelle des actions de conservation peuvent être menées et, en tant que telle, c'est un candidat approprié pour se voir attribuer des seuils cibles, cependant, comme le HES n'est déterminé qu'à la fin de l'incubation d'un nid, des mesures de conservation doivent être mises en place pour les saisons suivantes. Par exemple, si de nombreux nids sont inondés par les vagues de tempête, des mesures de relocalisation des nids peuvent être adoptées et si les nids sont déprédés, des mesures de protection des nids ou de gestion des prédateurs peuvent être mises en place. Pour équilibrer les variations entre les nids, tous les nids doivent être traités comme une seule ponte. Par exemple, si la moyenne des HES

est calculée sur toute la saison par nid, un nid de 30 œufs dont 7 ont produit des éclosions qui ont émergé (23%) et un nid de 140 œufs avec 122 éclosions émergées (87%) donnerait un HES de 55% (non conforme au BEE), alors que si tous les nids sont traités comme une seule ponte, 129 œufs sur 170 œufs seraient enregistrés comme produisant des éclosions émergées avec un HES résultante de 76%, qui reflète le HES réelle au niveau de la plage, et LE BEE est respecté. Évidemment, l'effet de l'HES des petites couvées diminue lorsque la taille de l'échantillon augmente, mais il peut fausser les résultats dans les petits échantillons et devrait être évité en traitant tous les nids comme une seule couvée. De plus, pour évaluer le HES sur toute la plage, un échantillonnage stratifié des nids doit être entrepris en combinant au moins trois conditions d'incubation différentes, à savoir, nids in situ / déplacés, nids inondés / non inondés et nids déprédats / non déprédats. Comme tous les œufs ne peuvent pas être trouvés pour les nids déprédats, le SC pour les nids non déprédats doit être utilisé pour ces nids afin de standardiser leur contribution à la valeur finale de la HES. Le dépassement des valeurs seuils pour le HES doit être ciblé par zone de nidification surveillée et par an. Les seuils absolus devraient être fixés à 10 % de moins que la moyenne, ce qui déclencherait l'absence du BEE, avec un tampon s'étendant de la moyenne à cette marque de -10 % indiquant que des mesures de conservation supplémentaires sont indiquées. Cela équivaut à la non-atteinte des seuils BEE de 55 % pour les caouannes et de 65 % pour les tortues vertes. LE BEE doit être évaluée par chaque Partie contractante individuelle sur chaque site de nidification indexé.

Intervalle entre les nidifications (II)

64. Il s'agit du temps écoulé en jours entre le dépôt de la ponte et la prochaine fois que la tortue émerge BEE sur la plage pour nicher - avec ou sans succès. La détermination de II nécessite un travail intensif de nuit dans le cadre d'un projet de capture-marquage-recapture pendant la saison de nidification, qui doit être effectué par un personnel qualifié afin d'éviter de perturber les tortues nicheuses. II, utilisé avec la fréquence des pontes (voir ci-dessous) peut indiquer combien de temps une tortue restera dans la zone de reproduction, après le début de la nidification, mais la tendance quotidienne du nombre de nids est un meilleur indicateur du nombre de tortues qui peuvent encore se trouver dans la zone de reproduction. Les valeurs normales sont de 10 à 20 jours (caouannes ; Margaritoulis et al. 2013, tortues vertes ; Broderick et al. 2002). Il y a une corrélation négative avec la température de la mer (Hays et al. 2002) et ce n'est pas un paramètre qui peut ou doit être affecté par des mesures de conservation. Il n'y a pas d'obligation pour une partie contractante d'obtenir des données pour II dans le cadre d'un programme de surveillance de base.

Intervalle de rémigration (RI)

65. Le nombre d'années entre des saisons de reproduction successives est connu comme l'intervalle de rémigration. Il peut aller de un à cinq ans ou plus, mais il est généralement de deux ou trois ans. L'IR est lié aux conditions rencontrées par les tortues adultes dans les zones de recherche de nourriture qui influencent la vitesse à laquelle les tortues peuvent reconstituer leur condition physique et accumuler suffisamment de réserves pour leur permettre de traverser une saison de reproduction. On pense que les tortues mâles, qui ont besoin de moins de ressources biologiques avant la saison de reproduction, ont des IR plus courts que les femelles, comme cela a été documenté pour les tortues caouannes se reproduisant sur l'île de Zakynthos, en Grèce (Schofield et al. 2020). La détermination précise de l'IR est importante pour la modélisation des populations (Casale & Ceriani 2020).

Fréquence des pontes (CF)

66. C'est le nombre moyen de pontes déposées par une tortue au cours d'une seule période de reproduction. Chaque ponte est séparée par un intervalle internuptial, pendant lequel la ponte suivante est ovulée, fécondée et les coquilles des œufs formées. La FC des femelles individuelles est dérivée des données de capture-marquage-recapture (Broderick et al. 2002), des études de suivi (Rees et al. 2020) ou des études génétiques (Shamblin et al. 2017). La connaissance de la FC contribue à l'estimation du nombre de femelles reproductrices dans une saison donnée. Il existe peu de données sur la fréquence des pontes pour les tortues méditerranéennes. Les seules données concernant les tortues vertes proviennent de Chypre où une FC de 2,9 - 3,1 a été estimée

(Broderick et al. 2002). De même, une FC de 1,8 - 2,2 a été estimée pour les tortues caouannes nichant à Chypre, mais plus récemment une valeur de $3,8 \pm 0,7$ (SD) a été calculée en Grèce. La FC n'est pas une Paramètres qui peut être affectée par des mesures de conservation. Étant donné la difficulté d'obtenir des valeurs de FC précises au niveau de la population, les données publiées peuvent être utilisées dans toute la Méditerranée pour déterminer les Paramètres démographiques.

Ratio des sexes des éclosions (SR-H)

67. Le sex-ratio des éclosions est approximativement obtenu en interprétant les identifications, les températures des nids ou des plages ou, plus précisément, en échantillonnant les éclosions (par exemple, Mrosovsky et al. 2002, Tezak et al. 2020). Les méthodes impliquant l'échantillonnage des éclosions sont invasives et il est préférable de ne les appliquer qu'à des populations plus importantes. Les ratios de sexe alimentent l'évaluation démographique d'une population, par exemple, un ratio plus élevé de femelles facilite une récupération plus rapide de la population ou un manque extrême de mâles peut conduire à des saisons de reproduction infructueuses pour les femelles individuelles. Les rapports sexuels publiés à ce jour en Méditerranée sont typiquement orientés vers les femelles, tant pour les caouannes que pour les tortues vertes (Casale et al. 2018). Cependant, différentes zones et périodes de la saison peuvent produire un ratio plus proche de 50 % ou même être biaisé par les mâles (par exemple, Katselidis et al. 2012). Le SR-H n'est pas une mesure qui devrait être manipulée, sauf dans les cas les plus extrêmes où le HES est constamment compromis en raison d'extrêmes thermiques. Les estimations de SR-H devraient être évaluées par chaque Partie contractante individuelle sur chaque site index de nidification pour comprendre que suffisamment de tortues mâles sont encore produites sous l'influence du changement climatique. Un seuil de femelles ne dépassant pas 95% par pays peut être utilisé, car la recherche a indiqué que seul un faible pourcentage d'éclosions de mâles est nécessaire pour maintenir les populations et il y a une préoccupation égale concernant la réduction du succès d'émergence des éclosions (Hays et al. 2017) qui doit également être surveillée et peut être atténuée.

Sex Ratio des adultes reproducteurs (SR-BA)

68. Le SR-BA peut être déterminé à partir de relevés de l'habitat marin littoral pendant environ un mois avant le début de la saison de nidification jusqu'au début de la nidification, c'est-à-dire de la mi-avril à la mi-mai. Le nombre de tortues adultes mâles et femelles observées au cours de l'enquête produit le ratio des sexes opérationnel (RSO) de la saison, mais on peut aller plus loin pour produire un RSO fonctionnel lorsque le moment des enquêtes est pris en compte (Schofield et al. 2017). L'OSR peut également être déterminé par des études génétiques approfondies de la paternité dans plusieurs nids d'une population (Wright et al. 2012). Le RSO-BA est utilisé pour les analyses démographiques et donne un aperçu de toute persistance et des effets d'un RSO-H asyParamètres. Le RSO (mâle:femelle) pour les caouannes est de 1:2,7 à Zakynthos, en Grèce (Schofield et al. 2017) de 3:1 pour les tortues vertes en Turquie (Turkozian et al. 2019) et de 1,4:1 pour les tortues vertes à Chypre (Wright et al. 2012). Aucune autre donnée n'existe pour les tortues méditerranéennes. Le SR-BA n'est pas une mesure qui peut être manipulée à des fins de conservation, mais devrait être évalué périodiquement par chaque Partie contractante individuelle.

Longévité

69. La longévité est mieux déterminée par des projets intensifs de capture-marquage-recapture, menés dans les zones de nidification. Comprendre combien de temps les animaux peuvent vivre donne un aperçu de la production reproductive à vie des tortues femelles adultes qui contribue à la modélisation des populations. La longévité reproductive maximale actuelle des femelles adultes de caouannes en Grèce a été récemment publiée à 33 ans (Margaritoulis et al. 2020). La longévité a été analysée pour les caouannes et les tortues vertes à Chypre (Omeyer et al. 2019), les caouannes se reproduisant jusqu'à 25 ans et les tortues vertes 24 ans. Aucune autre donnée n'a été publiée pour la Méditerranée. La longévité biologique n'est pas une mesure qui peut être manipulée à des fins de conservation, mais la réduction des menaces, tant marines que terrestres, aidera les capacités des tortues à vivre pour atteindre leur durée de vie naturelle et donc leur potentiel de reproduction.

En raison du temps nécessaire pour mesurer ces caractéristiques, il n'est pas nécessaire de les vérifier pour toutes les populations nicheuses, bien qu'elles puissent être un objectif ambitieux pour les projets de surveillance des tortues naissantes dans les zones de nidification de référence par Partie contractante.

Paramètres d'autres habitats marins

Classes de taille / sex-ratio dans les zones d'alimentation en mer

70. Ces données sont recueillies à partir d'enquêtes spécialisées, d'enquêtes sur le trafic régulier de bateaux, comme les ferries, d'enquêtes aériennes et des relevés de prises accessoires (voir Casale et al. 2006). Elles permettent de comprendre la structure de la population en haute mer, y compris les données sur l'abondance, la distribution et les menaces. Les tortues trouvées en haute mer peuvent aller des petits à l'âge adulte pour les caouannes et de la petite taille à environ 30 cm pour les tortues vertes. Il y aura probablement un biais dans les observations car les plus grosses tortues seront plus faciles à repérer. Pour les tailles subadultes et adultes qui sont observées de près comme pour les tortues capturées accidentellement, le sexe des individus peut être déduit de la longueur de la queue. Les classes de taille et les ratios de sexe ne sont pas des paramètres qui peuvent être manipulés à des fins de conservation, mais ils doivent être évalués par chaque Partie contractante individuelle pour les IC 3 et IC 4.

Classes de taille / sex-ratio dans les zones d'alimentation à proximité du rivage

71. Comme pour la zone hauturière, ces données sont recueillies à partir d'enquêtes spécialisées, d'enquêtes sur le trafic régulier de bateaux, comme les ferries, d'enquêtes aériennes et d'enregistrements de prises accessoires (par exemple, Casale et al. 2014), mais des données supplémentaires peuvent être obtenues à partir des échouages (par exemple, Maffucci et al. 2013). Elles permettent de comprendre la structure de la population dans les mers littorales, y compris les données sur l'abondance, la distribution et les menaces. Les tortues trouvées dans les eaux littorales peuvent généralement varier de 45cm-juvéniles à adultes pour les caouannes et de 30cm-juvéniles à adultes pour les tortues vertes. Il y aura probablement un biais dans les observations car les plus grosses tortues seront plus faciles à repérer. Pour les tailles subadultes et adultes, qui sont observées de près comme pour les tortues capturées ou observées par des drones volant à basse altitude, le sexe des individus peut être déduit de la longueur de la queue. Les classes de taille et les rapports sexuels ne sont pas des paramètres qui peuvent être manipulés à des fins de conservation, mais ils pourraient être évalués par chaque Partie contractante individuelle pour l'IC 4.

Menaces et survie dans les zones d'alimentation en mer

72. Les données sur ces paramètres sont obtenues à partir d'études sur les prises accidentelles, la télémétrie et la capture-marquage-recapture (CMR), ces dernières utilisant les tortues capturées accidentellement. Les menaces sont classées en fonction des prises par unité d'effort par pêcheur qui enregistre également les taux de mortalité directe résultant de l'événement de prise accessoire. Les données télémétriques peuvent révéler des événements de mortalité probables, comme l'ont démontré Snape et al. (2016), ce qui est utile pour évaluer la mortalité indirecte après les prises accidentelles, mais la taille des échantillons doit être importante pour en déduire des inférences au niveau de la population. Les menaces et la survie sont des Paramètres qui peuvent être influencés à des fins de conservation. Les efforts visant à réduire les niveaux de prises accidentelles (par le biais de dispositifs de réduction des prises accidentelles ou de pratiques de pêche révisées) ou à améliorer l'état des tortues prises accidentellement (par le biais de meilleurs protocoles de manipulation et de remise à l'eau, par exemple, Gerosa & Aureggi 2001, FAO & ACCOBAMS 2018) peuvent créer des résultats positifs au niveau de la population. Les niveaux de menace et la survie devraient être évalués par chaque Partie contractante et des mesures de conservation mises en place à titre préventif, indépendamment de la tendance de la mortalité. Au niveau national, chaque Partie contractante devrait s'efforcer d'acquiescer des données solides sur les prises accessoires qui, espérons-le, montreront une réduction de la mortalité, au fil du temps, et à tout

le moins de ne pas laisser la tendance de la mortalité anthropique s'aggraver. Une tendance stable (dès la première année de collecte des données) ou négative des niveaux de mortalité serait nécessaire pour que cette mesure n'ait pas d'impact sur la réalisation du BEE. Ce n'est que lorsque toutes les populations se sont rétablies et que le nombre de tortues s'est amélioré que le taux de mortalité devrait être considéré comme une mesure pour l'évaluation du BEE, car même avec de faibles taux de mortalité, si le niveau des prises accessoires est élevé, les niveaux de mortalité peuvent avoir un impact sur les tendances de la population.

Menaces et survie dans les zones d'alimentation à proximité du rivage

73. Les données sur ces paramètres sont obtenues à partir des prises accidentelles, des échouages, de la télémétrie et des études de capture-marquage-recapture (CMR), ces dernières utilisant à la fois les tortues capturées accidentellement et celles observées lors de la surveillance des hotspots du littoral. Les menaces sont classées en fonction des prises par unité d'effort par pêcheur qui enregistre également les taux de mortalité directe résultant de l'événement de prise accessoire. Une évaluation plus détaillée des menaces et de la survie peut être réalisée dans le cadre des projets CMR des hotspots littoraux, où les tortues peuvent être observées sur des périodes prolongées au cours desquelles elles peuvent être affectées et potentiellement se rétablir par la suite des menaces locales telles que les collisions avec les bateaux, les hameçons, les enchevêtrements et les traumatismes dirigés. Les données de télémétrie peuvent révéler des événements de mortalité probables, comme l'ont démontré Snape et al. (2016), ce qui est utile pour évaluer la mortalité indirecte après capture, mais la taille des échantillons doit être importante pour déduire des inférences au niveau de la population. Les menaces et la survie sont des Paramètres qui peuvent être manipulés à des fins de conservation. Les efforts visant à réduire les niveaux de prises accidentelles (par le biais de dispositifs de réduction des prises accidentelles ou de pratiques de pêche révisées) ou à améliorer l'état des tortues prises accidentellement (par le biais de meilleurs protocoles de manipulation et de remise à l'eau, par exemple, Gerosa & Aureggi 2001, FAO & ACCOBAMS 2018) peuvent créer des résultats positifs au niveau de la population. Les niveaux de menace et la survie devraient être évalués par chaque Partie contractante et des mesures de conservation mises en place à titre préventif, indépendamment de la tendance de la mortalité. Au niveau national, chaque Partie contractante devrait s'efforcer d'acquiescer des données solides sur les prises accessoires qui, espérons-le, montreront une réduction de la mortalité, au fil du temps, et à tout le moins de ne pas laisser la tendance de la mortalité anthropique s'aggraver. Une tendance stable (dès la première année de collecte des données) ou négative des niveaux de mortalité serait nécessaire pour que cette mesure n'ait pas d'impact sur la réalisation du BEE. Ce n'est que lorsque toutes les populations se sont rétablies et que le nombre de tortues s'est amélioré que le taux de mortalité devrait être considéré comme une mesure pour l'évaluation du BEE, car même avec de faibles taux de mortalité, si le niveau des prises accessoires est élevé, les niveaux de mortalité peuvent avoir un impact sur les tendances de la population.

Indice de santé dans les zones d'alimentation en mer

74. Les tortues de mer à évaluer et à échantillonner pour les évaluations de santé peuvent être obtenues par le biais d'études sur les prises accidentelles et les CMR. Elles sont mesurées et pesées, et les blessures sont enregistrées. Les tortues mortes peuvent également faire l'objet d'un échantillonnage de divers organes et d'une évaluation de la charge polluante, et leur tractus gastro-intestinal peut être examiné pour l'ingestion de débris (comme requis pour l'IC 18 de l'OE10). Bien qu'ils ne soient pas actuellement intégrés dans la modélisation démographique, les indices de l'état de santé sont des indicateurs utiles de l'état général de l'environnement, les tortues caouannes ayant été spécifiquement choisies comme indicateurs de la prévalence des déchets marins en Méditerranée. Les indices de santé ne peuvent pas être améliorés au niveau de la population par une conservation directe, mais la réduction de la quantité de pollution plastique qui atteint la mer joue un rôle dans l'amélioration de la situation. Cependant, les actions de conservation peuvent contribuer directement sur les individus à travers des projets de réhabilitation. Chaque Partie contractante devrait obtenir des données sur la santé animale, en particulier celles qui peuvent contribuer à des initiatives pan-méditerranéennes telles que la surveillance de l'ingestion de débris (CI 18).

Indice de santé dans les zones d'alimentation à proximité du rivage

75. Voir Indice de santé dans les zones d'alimentation en mer, ci-dessus.

Taux de croissance

76. Les taux de croissance sont déterminés à partir de mesures répétées de tortues individuelles sur une longue période de temps, c'est-à-dire de plusieurs mois à plusieurs années. Cela implique une certaine forme de projet CMR, qui peut être une surveillance nocturne des plages de nidification (bien que les adultes ne grandissent pas beaucoup ; Omeyer 2018) ou, plus utilement, des études CMR dans l'eau qui doivent être menées dans les hotspots de tortues proches du rivage (par exemple, Rees et al. 2013) et, dans une moindre mesure, des captures répétées de tortues capturées accidentellement (par exemple, Casale et al. 2009). Les taux de croissance sont utiles pour déterminer les valeurs générales d'âge à la taille et d'âge à la maturité et pour comprendre combien de temps les tortues restent dans des catégories ontogénétiques spécifiques telles que les juvéniles épipélagiques et les juvéniles démersaux/benthiques, etc. Ces données sont essentielles à la réussite des modèles de l'historique de vie des tortues marines basés sur les phases. La croissance ne peut pas être manipulée à des fins de conservation, mais chaque Partie contractante devrait s'efforcer d'obtenir des données locales pertinentes sur ce sujet. Cependant, les valeurs provenant d'autres endroits de la région peuvent être utilisées dans la modélisation lorsque les données locales font défaut.

Âge et taille à la maturité sexuelle

77. Ces points de données nécessitent des études de laboratoire détaillées (nécropsie et squelettochronologie ; Casale et al. 2011, Guarino et al. 2020) ou des techniques chirurgicales invasives (laparoscopie) pour les individus obtenus en tant que prises accessoires ou échoués, ou des projets CMR à long terme (Casale et al. 2009) intégrant à la fois des zones de recherche de nourriture et de reproduction pour élucider les valeurs des individus qui contribuent à des études plus larges. Les valeurs d'âge et de taille à la maturité sexuelle contribuent aux modèles démographiques basés sur le cycle et l'âge qui sont utilisés pour évaluer la résilience d'une population aux menaces et aux facteurs de stress (Casale & Heppell 2016) et pour identifier où la conservation ciblée peut être la plus efficace. L'atteinte de la maturité sexuelle ne peut pas être manipulée à des fins de conservation, mais chaque partie contractante doit s'efforcer d'obtenir des données locales pertinentes sur ce sujet, d'autant plus que des variations régionales à la taille de la maturité sexuelle ont été démontrées (Margaritoulis et al. 2003). Cependant, les valeurs provenant d'autres lieux proches peuvent être utilisées dans la modélisation lorsque les données locales font défaut.

VI. Références

Table 4.3 Références

1	Casale P, Broderick AC, Camiñas JA, Cardona L, Carreras C, Demetropoulos A, Fuller WJ, Godley BJ, Hochscheid S, Kaska Y, Lazar B, Margaritoulis D, Panagopoulou A, Rees AF, Tomás J, Türkozan O (2018) Mediterranean sea turtles: current knowledge and priorities for conservation and research. <i>Endangered Species Research</i> 36: 229-267
2	Rees AF, Theodorou P, Margaritoulis D (2020) Clutch frequency for loggerhead turtles (<i>Caretta caretta</i>) nesting in Kyparissia Bay, Grèce. <i>Herpetological Conservation Biology</i> 15: 131-138
3	Broderick AC, Glen F, Godley BJ, Hays GC (2002) Estimating the number of green and loggerhead turtles nesting annually in the Mediterranean. <i>Oryx</i> 36: 227-235
4	Casale (2006) Sex ratios of juvenile loggerhead sea turtles <i>Caretta caretta</i> in the Mediterranean Sea. <i>Marine Ecology Progress Series</i> 324: 281-285
5	Casale P, Mazaris AD, Freggi D (2011) Estimation of age at maturity of loggerhead sea turtles <i>Caretta caretta</i> in the Mediterranean using length-frequency data. <i>Endangered Species Research</i> 13:123-129
6	Casale P, d'Astore PP, Argano R (2009) Age at size and growth rates of early juvenile loggerhead sea turtles (<i>Caretta caretta</i>) in the Mediterranean based on length frequency analysis. <i>Herpetological Journal</i> 19: 29-33
7	Casale P, Freggi D, Maffucci F, Hochscheid S (2014) Adult sex ratios of loggerhead sea turtles (<i>Caretta caretta</i>) in two Mediterranean foraging grounds. <i>Scientia Marina</i> 78: 303-309
8	Guarino FM, Di Nocera F, Pollaro F, Galiero G, Iaccarino D, Iovino D, Mezzasalma M, Petraccioli A, Odierna G, Maio N (2020) Skeletochronology, age at maturity and cause of mortality of loggerhead sea turtles <i>Caretta caretta</i> stranded along the beaches of Campania (south-western Italy, western Mediterranean Sea). <i>Herpetozoa</i> 33: 39-51
9	Hays GC, Broderick AC, Glen F, Godley BJ, Houghton JDR, Metcalfe JD (2002) Water temperature and interesting intervals for loggerhead (<i>Caretta caretta</i>) and green (<i>Chelonia mydas</i>) sea turtles. <i>Journal of Thermal Biology</i> 27: 429-432
10	Katselidis KA, Schofield G, Stamou G, Dimopoulos P, Pantis JD (2012) Females first? Past, present and future variability in offspring sex ratio at a temperate sea turtle Zone de reproduction. <i>Animal Conservation</i> 15: 508-518
11	Maffucci F, D'Angelo I, Hochscheid S (2013) Sex ratio of juvenile loggerhead turtles in the Mediterranean Sea: is it really 1:1? <i>Marine Biology</i> 160: 1097-1107
12	Margaritoulis D, Argano R, Baran I, Bentivegna F, Bradai MN, Camiñas JA, Casale P, De Metrio G, Demetropoulos A, Gerosa G, Godley BJ, Haddoud DA, Houghton J, Laurent L, Lazar B (2003) Loggerhead turtles in the Mediterranean: Present knowledge and conservation perspectives. In <i>Loggerhead Sea Turtles</i> . Smithsonian Books. Pp 175-198
13	Casale P, Ceriani SA (2020) Sea turtle populations are overestimated worldwide from remigration intervals: correction for bias. <i>Endangered Species Research</i> 41: 141-151
14	Casale P, Hochscheid S, Kaska Y, Panagopoulou A (Eds)(2020) <i>Sea Turtles in the Mediterranean Region: MTSG Annual Regional Report 2020</i> . Draft Report of the IUCN-SSC Marine Turtle Specialist Group
15	Schofield G, Katselidis KA, Lilley MKS, Reina RD, Hays GC (2017) Detecting elusive aspects of wildlife ecology using drones: New insights on the mating dynamics and operational sex ratios of sea turtles. <i>Functional Ecology</i> 31: 2310-2319
16	Wright LI, Stokes KL, Fuller WJ, Godley BJ, McGowan A, Snape R, Tregenza T, Broderick AC (2012) Turtle mating patterns buffer against disruptive effects of climate change. <i>Proceedings of the Royal Society, B</i> 279: 2122-2127
17	Margaritoulis D, Dean CJ, Lourenço G, Rees AF, Riggall TE (2020) Reproductive longevity of loggerhead sea turtles nesting in Grèce. <i>Chelonian Conservation and Biology</i> 19(1): 133-136
18	Omeyer LCM, Casale P, Fuller WJ, Godley BJ, Holmes KE, Snape RTE, Broderick AC (2019) The importance of passive integrated transponder (PIT) tags for measuring life-history traits of sea turtles. <i>Biological Conservation</i> 240: 108248
19	Febrer-Sera M, Renga E, Fernández G, Lassnig N, Tejada S, Capó X, Pinya S, Sureda A (2020) First report of heavy metal presence in muscular tissue of loggerhead turtles <i>Caretta caretta</i> (Linnaeus, 1758) from the Balearic Sea (Balearic Islands, Spain). <i>Environmental Science and Pollution Research</i> 27: 39651-39656
20	Cortés-Gómez AA, Romero D, Girondot M (2017) The current situation of inorganic elements in marine turtles: a general review and meta-analysis. <i>Environmental Pollution</i> 229: 567-585

21	Yipel M, Tekli IO, İşler CT, Altuğ ME (2017) Heavy metal distribution in blood, liver and kidneys of Loggerhead (<i>Caretta caretta</i>) and Green (<i>Chelonia mydas</i>) sea turtle from the Northeast Mediterranean Sea. <i>Marine Pollution Bulletin</i> 125: 487-491
22	Esposito M, De Roma A, Sansone D, Capozzo D, Iaccarino D, di Nocera F, Gallo P (2020) Non-essential toxic element (Cd, As, Hg, and Pb) levels in muscle, liver, and kidney of loggerhead sea turtles (<i>Caretta caretta</i>) stranded along the southwestern coasts of Tyrrhenian sea. <i>Comparative Biochemistry and Physiology, Part C</i> 231: 108725
23	Maffucci F, Caurant F, Bustamante P, Bentivegna F (2005) Trace element (Cd, Cu, Hg, Se, Zn) accumulation and tissue distribution in loggerhead turtles (<i>Caretta caretta</i>) from the Western Mediterranean Sea (southern Italy). <i>Chemosphere</i> 58(5):535–542
24	Casale P, Mazaris AD, Freggi D, Basso R, Argano R (2007) Survival probabilities of loggerhead sea turtles (<i>Caretta caretta</i>) estimated from capture-mark-recapture data in the Mediterranean Sea. <i>Scientia Marina</i> 71(2): 365-372
25	Casale P, Freggi D, Rigoli A, Ciccocioppo A, Luschi P (2017) Geometric morphometrics, scute patterns and biometrics of loggerhead turtles (<i>Caretta caretta</i>) in the central Mediterranean. <i>Amphibia-Reptilia</i> 38: 145–156

General References

- Başkale E, Sözbilen D, Katılmış Y, Azmaz M, Kaska Y (2018) An evaluation of sea turtle échouages in the Fethiye-Göcek Specially Protected Area: An important foraging ground with an increasing mortality rate. *Ocean and Coastal Management* 154: 26-33.
- Broderick AC, Glen F, Godley BJ, Hays GC (2002) Estimating the number of green and loggerhead turtles nesting annually in the Mediterranean. *Oryx* 36: 227-235
- Casale (2006) Sex ratios of juvenile loggerhead sea turtles *Caretta caretta* in the Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series* 324: 281-285
- Casale P, d'Astore PP, Argano R (2009) Age at size and growth rates of early juvenile loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean based on length frequency analysis. *Herpetological Journal* 19: 29-33
- Casale P, Mazaris AD, Freggi D (2011) Estimation of age at maturity of loggerhead sea turtles *Caretta caretta* in the Mediterranean using length-frequency data. *Endangered Species Research* 13:123-129
- Casale P, Freggi D, Maffucci F, Hochscheid S (2014) Adult sex ratios of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in two Mediterranean foraging grounds. *Scientia Marina* 78: 303-309
- Casale P, Heppell SS (2016) How much sea turtle Prises accessoires is too much? A stationary age distribution model for simulating population Abundance and potential biological removal in the Mediterranean. *Endangered Species Research* 29: 239-254
- Casale P, Broderick AC, Camiñas JA, Cardona L, Carreras C, Demetropoulos A, Fuller WJ, Godley BJ, Hochscheid S, Kaska Y, Lazar B, Margaritoulis D, Panagopoulou A, Rees AF, Tomás J, Türkozan O (2018) Mediterranean sea turtles: current knowledge and priorities for conservation and research. *Endangered Species Research* 36: 229-267
- Casale P, Ceriani SA (2020) Sea turtle populations are overestimated worldwide from remigration intervals: correction for bias. *Endangered Species Research* 41: 141-151
- Casale P, Ciccocioppo A, Vagnoli G, Rigoli A, Freggi D, Tolve L, Luschi P (2020) Citizen science helps assessing spatio-temporal distribution of sea turtles in foraging areas. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 30: 123-130
- Ceriani SA, Casale P, Brost M, Leone EH & Witherington BE (2019) Conservation implications of sea turtle nesting trends: elusive recovery of a globally important loggerhead population. *Ecosphere* 10(11): e02936. Doi: 10.1002/ecs2.2936
- FAO and ACCOBAMS, 2018. Good practice guide for the handling of sea turtles caught incidentally in Mediterranean fisheries. FAO, Rome. 8 p.

- FAO. 2019. Monitoring the incidental catch of vulnerable species in Mediterranean and Black Sea fisheries: Methodology for data collection. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 640. FAO, Rome. 108 p.
- FAO. 2020. The State of Mediterranean and Black Sea Fisheries 2020. General Fisheries Commission for the Mediterranean. FAO, Rome. Doi: 10.4060/cb2429en
- Gerosa G, Aureggi M (2001) Sea Turtle Handling Guidebook. UNEP/MAP RAC/SPA, Tunisia. 31p
- Guarino FM, Di Nocera F, Pollaro F, Galiero G, Iaccarino D, Iovino D, Mezzasalma M, Petraccioli A, Odierna G, Maio N (2020) Skeletochronology, age at maturity and cause of mortality of loggerhead sea turtles *Caretta caretta* stranded along the beaches of Campania (south-western Italy, western Mediterranean Sea). *Herpetozoa* 33: 39-51
- Hays GC, Broderick AC, Glen F, Godley BJ, Houghton JDR, Metcalfe JD (2002) Water temperature and internesting intervals for loggerhead (*Caretta caretta*) and green (*Chelonia mydas*) sea turtles. *Journal of Thermal Biology* 27: 429-432
- Hays GC, Mazaris AD, Schofield G, Laloë J-O (2017) Population viability at extreme sex-ratio skews produced by temperature-dependent sex determination. *Proceedings of the Royal Society. B* 284: 20162576.
- Katselidis KA, Schofield G, Stamou G, Dimopoulos P, Pantis JD (2012) Females first? Past, present and future variability in offspring sex ratio at a temperate sea turtle Zone de reproduction. *Animal Conservation* 15: 508-518
- Maffucci F, D'Angelo I, Hochscheid S (2013) Sex ratio of juvenile loggerhead turtles in the Mediterranean Sea: is it really 1:1? *Marine Biology* 160: 1097-1107
- Margaritoulis D, Argano R, Baran I, Bentivegna F, Bradai MN, Camiñas JA, Casale P, De Metrio G, Demetropoulos A, Gerosa G, Godley BJ, Haddoud DA, Houghton J, Laurent L, Lazar B (2003) Loggerhead turtles in the Mediterranean: Present knowledge and conservation perspectives. In *Loggerhead Sea Turtles*. Smithsonian Books. Pp 175-198
- Margaritoulis D, Dean CJ, Lourenço G, Rees AF, Riggall TE (2020) Reproductive longevity of loggerhead sea turtles nesting in Grèce. *Chelonian Conservation and Biology* 19(1): 133-136
- Mrosovsky N, Kamel S, Rees AF, Margaritoulis D (2002) Pivotal temperature for loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from Kyparissia Bay, Grèce. *Canadian Journal of Zoology* 80: 2118-2124
- Omeyer LCM, Fuller WJ, Godley BJ, Snape RTE, Broderick AC (2018) Determinate or indeterminate growth? Revisiting the growth strategy of sea turtles. *Marine Ecology Progress Series* 596: 199-211
- Omeyer LCM, Casale P, Fuller WJ, Godley BJ, Holmes KE, Snape RTE, Broderick AC (2019) The importance of passive integrated transponder (PIT) tags for measuring life-history traits of sea turtles. *Biological Conservation* 240: 108248
- Oruç A (2001) Trawl fisheries in the eastern Mediterranean and their impact on marine turtles. *Zoology in the Middle East* 24: 119-125
- Palialexis A, Connor D, Damalas D, Gonzalvo J, Micu D, Mitchel I, Korpinen S, Rees AF, Somma F (2019) Indicators for status assessment of species, relevant to MSFD Biodiversity Descriptor. EUR 29820 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, ISBN 978-92-76-09156-1, doi:10.2760/282667, JRC117126
- Piroli V, Haxhiu I (2020) The presence of green turtle (*Chelonia mydas*) in Albania. *International Journal of Ecosystems and Ecology Science* 10(2): 293-300
- Rabia B, Attum O (2020) Sea turtles in Lake Bardawil, Egypt - size distribution and population structure. *Herpetological Bulletin* 132: 32-36

- Rees AF, Margaritoulis D, Newman R, Riggall TE, Tsaros P, Zbinden JA, Godley BJ (2013) Ecology of loggerhead marine turtles *Caretta caretta* in a neritic foraging habitat: movements, sex ratios and growth rates. *Marine Biology* 160: 519-529
- Rees AF, Carreras C, Broderick AC, Margaritoulis D, Stringell TB, Godley BJ (2017) Linking loggerhead locations: using multiple Méthodes to determine the origin of sea turtles in feeding grounds. *Marine Biology* 164: 30
- Rees AF, Theodorou P, Margaritoulis D (2020) Clutch frequency for loggerhead turtles (*Caretta caretta*) nesting in Kyparissia Bay, Grèce. *Herpetological Conservation Biology* 15: 131-138
- Santos BS, Kaplan DM, Friedrichs MAM, Barco SG, Mansfield KL, Manning JP (2018) Consequences of drift and carcass decomposition for estimating sea turtle mortality hotspots. *Ecological Indicators* 84: 319-336
- Schofield G, Katselidis KA, Lilley MKS, Reina RD, Hays GC (2017) Detecting elusive aspects of wildlife ecology using drones: New insights on the mating dynamics and operational sex ratios of sea turtles. *Functional Ecology* 31: 2310-2319
- Schofield G, Klaassen M, Papafitsoros K, Lilley MKS, Katselidis KA, Hays GC (2020) Long-term photo-id and satellite tracking reveal sex-biased survival linked to movements in an endangered species. *Ecology* 101(7): e03027
- Shamblin BM, Bolten AB, Abreu-Grobois FA, Bjorndal KA, Cardona L, Carreras C, Clusa M, Monzón-Argüello C, Nairn CJ, Nielsen JT, Nel R, Soares LS, Stewart KR, Vilaça ST, Türkozan O, Yilmaz C, Dutton PH (2014) Geographic patterns of genetic variation in a broadly distributed marine vertebrate: new insights into loggerhead turtle stock structure from expanded mitochondrial DNA sequences. *PLoS ONE* 9(1): e85956.
- Shamblin BM, Dodd MG, Griffin DB, Pate SM, Godfrey MH, Coyne MS, Williams KL, Pfaller JB, Ondich BL, Andrews KM, Boettcher R, Nairn CJ (2017) Improved female Abundance and reproductive parameter estimates through subpopulation-scale genetic capture-recapture of loggerhead turtles. *Marine Biology* 164: 138
- Snape RTE, Broderick AC, Cicek BA, Fuller WJ, Glen F, Stokes K, Godley BJ (2016) Shelf life: neritic habitat use of a turtle population highly threatened by fisheries. *Diversity and Distributions* 22: 797-807
- SPA/RAC-UNEP/MAP (2020) Conservation of Marine Turtles in the Mediterranean Region: a Gap Analysis. By ALan F. Rees. Ed. SPA/RAC, Tunis, 39 pp
- Sparks LM, DiMatteo AD (2020) Loggerhead sea turtle density in the Mediterranean Sea. NUWC-NPT Technical Report 12,360. 77p.
- SWOT Scientific Advisory Board (2011) The State of the World's Sea Turtles (SWOT) Minimum Data Standards for Nesting Beach Monitoring, version 1.0. Handbook, 28 pp
- Tezak B, Sifuentes-Romero I, Milton S, Wyneken J (2020) Identifying sex of neonate turtles with temperature-dependent sex determination via small blood samples. *Scientific Reports* 10: 5012
- Tikochinski Y, Bradshaw P, Mastrogiacomo A, Broderick AC, Daya A, Demetropoulos A, Demetropoulos S, Eliades NG, Fuller W, Godley BJ, Kaska Y, Levy Y, Snape R, Wright L, Carreras C (2018) Mitochondrial DNA short tandem repeats unveil hidden population structuring and migration routes of an endangered marine turtle. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 28: 788-797
- Türkozan O, Durmus SH (2000) Amphipod feeding ground for juvenile green turtles *Chelonia mydas*, on the western coast of Turkey. *British Herpetological Society Bulletin* 71: 1-5
- Türkozan O, Özdilek SY, Ergene S, Uçar AH, Sönmez B, Yılmaz C, Kaçar Y, Aymak C (2013) Échouages of loggerhead (*Caretta caretta*) and green (*Chelonia mydas*) sea turtles along the eastern Mediterranean coast of Turkey. *Herpetological Journal* 23: 11-15
- Türkozan O, Karaman S, Yılmaz C, Beser N (2019) Multiple paternity at the larle BEEt green turtle (*Chelonia mydas*) rookery in the Mediterranean. *Regional Studies in Marine Science* 31: 100777

- UNEP/MAP (2016) Integrated Monitoring and Assessment Programme of the Mediterranean Sea and Coast and Related Assessment Criteria. UNEP/MAP, Athens, Grèce. 26 pp
- UNEP(DEPI)/MED IG.22/Inf.7 (2016) Integrated Monitoring and Assessment Guidance. UNEP/MAP 162 pp +XII Annexes
- UNEP/MED IG.24/22 (2019) (EXCERPT: Decision IG.24/07) Diversity in the Mediterranean... ..the Action Plans concerning Marine Turtles... ..and Reference List of Marine and Coastal Habitat Types in the Mediterranean. UNEP/MAP, Annex III
- White M, Boura L, Venizelos L (2013) Population structure for sea turtles at Drini Bay: An important Littoral foraging and developmental habitat in Albania. *Chelonian Conservation & Biology* 12(2): 283-292
- Wright LI, Stokes KL, Fuller WJ, Godley BJ, McGowan A, Snape R, Tregenza T, Broderick AC (2012) Turtle mating patterns buffer against disruptive effects of climate change. *Proceedings of the Royal Society, B* 279: 2122-2127
- Zampollo A, Azzolin M, Arcangeli A, Crosti R, Mancino C, Giacomini C (2018) Employing ferry as platform of observation for monitoring loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) distribution in the Adriatic-Ionian region. 2018 IEEE International Workshop on Metrology for the sea.



**NATIONS
UNIES**

EP

UNEP/MED WG.502/16.Appendix D



PNUE



**PROGRAMME DES NATIONS UNIES
POUR L'ENVIRONNEMENT
PLAN D'ACTION POUR LA MÉDITERRANÉE**

24 mai 2021

Original : Anglais

Français

Quinzième Réunion des Points Focaux ASP/DB

Vidéoconférence, 23-25 juin 2021

Point 7 de l'ordre du jour : Etat de la mise en œuvre de la feuille de route de l'Approche Écosystémique (EcAp)

7.1. Mise en œuvre de la deuxième phase (2019-2021) du Programme de surveillance et d'évaluation intégrées (IMAP - Biodiversité et espèces non-indigènes) dans le cadre de la feuille de route de l'EcAp

Mise en œuvre de la deuxième phase (2019-2021) du Programme de surveillance et d'évaluation intégrées (IMAP - Biodiversité et espèces non-indigènes) dans le cadre de la feuille de route de l'EcAp

Appendix D : Fiche descriptive d'orientation de l'indicateur communs 6 de l'IMAP relatif aux espèces non indigènes révisée

I. Introduction et objectifs

1. Les fiches descriptives d'évaluation des indicateurs communs de l'IMAP partagent un modèle commun, illustré dans le Tableau 1 ci-dessous. Les informations collectées dans le cadre de l'étude sur les tendances et les perspectives de la pollution marine provenant des navires et les activités ainsi que du trafic maritime et des activités offshores en Méditerranée ainsi que les documents supplémentaires consultés, ont permis de mettre à jour les différentes sections de la fiche descriptive discuté avec les membres du groupe de travail en ligne (19 avril 2021).

Tableau 1. Modèle de fiches descriptives d'orientation des indicateurs communs IMAP

Titre de l'indicateur			N° de référence IMAP et définition
Définition du BEE pertinent	Objectif opérationnel connexe	Cible(s) proposée(s)	
Principe de base			Fondement scientifique et contexte réglementaire marin (y compris références pertinentes)
Raison du choix de l'indicateur			
Références scientifiques			
Contexte réglementaire et cibles			
Description du contexte réglementaire			
Cibles			
Documents réglementaires			Méthodologies scientifiques convenues à utiliser, y compris exigences de surveillance détaillées
Méthodes d'analyse de l'indicateur			
Définition de l'indicateur			
Méthodologie de calcul de l'indicateur			
Unités de l'indicateur			
Liste des documents d'orientation et protocoles disponibles			
Confiance dans les données et incertitudes			
Méthodologie de surveillance, portée temporelle et spatiale			
Méthodologies de surveillance disponibles et protocoles de surveillance			
Sources de données disponibles			
Directives relatives à la portée spatiale et choix des stations de surveillance			Communication, analyse et agrégation des données (produit)
Directives relatives à la portée temporelle			
Analyse des données et produits d'évaluation			
Analyse statistique et base d'agrégation			
Produits d'évaluation attendus			Enregistrement du document
Données manquantes connues et incertitudes en Méditerranée			
Contacts et date de version			
Principaux contacts au PNUE pour de plus amples informations			
N° de version	Date	Auteur	

2. La fiche descriptive d'orientation de l'Indicateur commun CI6 est reproduite dans la section II en caractères soulignés et barrés.

II. Révision de la Fiche descriptive d'orientation de l'Indicateur commun C16

Titre de l'Indicateur	Indicateur Commun 6 : Tendances dans l'abondance, occurrence temporelle, et distribution spatiale des espèces non indigènes (ENI) en particulier les espèces invasives non indigènes, principalement dans les zones à risques (OE2, concernant les principaux vecteurs et voies de propagation de telles espèces).	
Définition du BEE pertinent	Objectif opérationnel connexe	Cible(s) Proposée(s)
Abondance décroissante des ENI dans les zones à risque	Introductions d'espèces non indigènes sont minimisées	Abondance des ENI introduites par les activités humaines réduites à des niveaux ne donnant aucun impact détectable
Principe de base		
<p>Raison du choix de l'indicateur</p> <p>Les espèces marines exotiques envahissantes¹ sont considérées comme l'une des principales causes de la perte de la biodiversité en Méditerranée ce qui pourrait modifier tous les aspects des écosystèmes marins et autres écosystèmes aquatiques. Elles représentent un problème croissant en raison du taux sans précédent de leur introduction et des impacts inattendus et nocifs qu'elles ont sur l'environnement, l'économie et la santé humaine. Selon les derniers examens régionaux, plus de 6% des espèces marines en Méditerranée sont maintenant considérées comme des espèces non indigènes car environ 1 000 espèces marines étrangères ont été identifiées, alors que leur nombre augmente à un taux d'un nouveau record toutes les deux semaines (Zenetos et al., 2012). Bien que des ENI soient toujours introduites, le taux d'introductions d'ENI diminue au cours de la période 2006-2017. La tendance à la baisse peut être attribuée à l'efficacité des politiques ainsi qu'à d'autres raisons, comme la diminution du bassin d'espèces potentielles d'ENI, des variations dans l'effort d'échantillonnage ou l'expertise disponible (Galil et al., 2018). Néanmoins, seulement Environ 12% de toutes les ENI en Méditerranée sont aujourd'hui considérées comme invasives, ou potentiellement invasives (Rotter et al., 2020)². Les macrophytes (macroalgues et plantes marines) représentent le groupe dominant d'ENI en Méditerranée occidentale et mer Adriatique. et Les polychètes, crustacés, mollusques et poissons sont les groupes d'ENI dominants dans la Méditerranée orientale, en plus des algues pour la Méditerranée centrale (Zenetos et al., 2010, 2012). Bien que la plus grande richesse d'espèces exotiques se trouve dans la Méditerranée orientale, l'impact écologique montre une forte hétérogénéité spatiale avec les zones à risques dans tous les sous-bassins méditerranéens (Katsanevakis et al., 2016). En outre, ces chiffres devraient être modulés en reconnaissant qu'il n'y a pas de connaissances exhaustives (ni de surveillance standard) de toutes les espèces introduites dans la plupart des zones de la mer Méditerranée.</p> <p>Pour atténuer les effets des espèces indigènes sur la biodiversité, la santé humaine, les services écosystémiques et les activités humaines, il est de plus en plus nécessaire de prendre des mesures pour contrôler les invasions biologiques. Avec un financement limité, il est nécessaire d'établir des priorités pour les actions visant à prévenir les nouvelles invasions et à élaborer des mesures d'atténuation. Cela nécessite une bonne connaissance de l'impact des espèces envahissantes sur les</p>		

¹ L'expression « Espèces exotiques envahissantes » (EEE) désigne une espèce étrangère dont l'introduction et/ou la propagation menace la diversité biologique (cf. les Principes directeurs de la CDB (décision VI/23 de la CDB) ainsi que la Stratégie européenne sur les EEE). Les espèces exotiques envahissantes (EEE) sont des sous-catégories de la liste établie des ENI, s'étant dispersées, étant présentement en train de le faire ou ayant montré un potentiel de dispersion ailleurs, et affectant la diversité biologique, le fonctionnement de l'écosystème (en entrant en compétition, voire en remplaçant, les espèces indigènes), les valeurs socio-économiques, et/ou la santé humaine des régions envahies (Décision IG.22/7).

services écosystémiques et la biodiversité, leurs distributions actuelles, les voies de leur introduction et la contribution de chaque voie à de nouvelles introductions.

L'indicateur commun 6 est un indicateur **de tendance** qui résume les données relatives aux invasions biologiques en Méditerranée en chiffres simples, normalisés et communicables et qui permet de donner une indication du degré de menace ou de changement dans l'écosystème marin et côtier. En outre, il peut être un indicateur utile pour évaluer à long terme l'efficacité des mesures de gestion mises en œuvre pour chaque voie mais aussi, indirectement, l'efficacité des différentes politiques existantes visant les espèces exotiques en Méditerranée.

Toutefois, l'impact écologique global des ENI en mer Méditerranée demeure relativement difficile à quantifier, et son évaluation est principalement qualitative. Néanmoins, on note certaines tentatives intéressantes de quantification (Katsanevakis *et al.*, 2014, 2016 ; Gallardo *et al.*, 2016). En particulier, les analyses de Katsanevakis *et al.*, ont abouti à la conclusion que la majorité des espèces envahissantes reconnues dans les mers européennes (72 %) ont des **effets impacts** à la fois positifs et négatifs sur **l'écosystème le biote indigène**. ~~Peu sont celles qui ont seulement des effets positifs (8%), alors qu'une quantité plus importante (~20%) ont seulement des effets négatifs sur l'environnement hôte.~~

Pour prendre des mesures efficaces contre l'invasion biologique, la connaissance des **vecteurs et les voies d'introduction associées** des NEI est cruciale. Les couloirs **et le transport maritime** représentent les principales voies d'introduction ~~vecteur~~ des ENI en Méditerranée, ~~sui~~vis par les ~~navires~~, bien que l'importance relative **des voies d'introduction vecteurs** varie selon les pays **et les connaissances actuelles sur les vecteurs et les voies d'introduction.**

Références Scientifiques

Galil BS, Marchini A, Occhipinti-Ambrogi A, Minchin D, Naršćius A, Ojaveer H, Olenin S. (2014). Arrivées internationales : invasions biologiques généralisées dans les mers européennes. *Etol Évol. Ecol.* 26(2–3):152–171. doi:10.1080/03949370.2014.897651.

Galil BS., Agnese Marchini et Anna Occhipinti-Ambrogi (2018). Mare Nostrum, Mare Quod Inaditur—L'histoire des invasions biologiques en mer Méditerranée. Dans : Queiroz Ana Isabel et Simon Pooley Eds. Éditeurs. Histoire des invasions biologiques en mer Méditerranée. Springer.

Gallardo, B., Clavero, M., Sánchez, M. I. et Vilà, M. (2016). Impacts écologiques globaux des espèces envahissantes dans les écosystèmes aquatiques. *Glob. Chang. Biol.* 22, 151–163. doi : 10.1111/gcb.13004

Katsanevakis, S., Wallentinus, I., Zenetos, A., Leppäkoski, E., Çinar, M. E., Oztürk, B. *et al* (2014). Impacts des espèces exotiques envahissantes marines sur les services écosystémiques et la biodiversité : un examen paneuropéen. *Aquat. Invas.* 9, 391–423. doi : 10.3391/ai.2014.9.4.01

Katsanevakis, S., Tempera, F., Teixeira, H., 2016. Mapping the impact of alien species on marine ecosystems: the Mediterranean Sea case study. *Diversity and Distributions* 22, 694–707.

REMPEC (2020). Étude sur les tendances et les perspectives de la pollution marine provenant des navires ainsi que du trafic maritime et des activités offshore en Méditerranée.

Rotter Ana, Klun Katja, Francé Janja, Mozetič Patricija, Orlando-Bonaca Martina (2020). Espèces non indigènes en mer Méditerranée : Passer du parasite à la source en élaborant le modèle 8RS, un nouveau paradigme dans l'atténuation de la pollution. *Frontiers in Marine Science* 7 : 178. 10.3389/fmars.2020.00178

Zenetos A., Gofas, S., Verlaque, M., Cinar, M. E., García Raso, E., et al., 2010. Alien species in the Mediterranean Sea by 2010. A contribution to the application of European Union's Marine Strategy Framework Directive (MSFD). Part I. Spatial distribution. *Mediterranean Marine Science*, 11, 2, 381-493.

Zenetos A., Gofas, S., Morri, C., Rosso, A., Violanti, D., et al., 2012. Alien species in the Mediterranean Sea by 2012. A contribution to the application of European Union's Marine Strategy Framework Directive (MSFD). Part 2. Introduction trends and pathways. Mediterranean Marine Science, 13/2, 328-352.

Contexte réglementaire et cibles (autres que l'IMAP)

Description du contexte réglementaire

La Convention sur la **diversité** biologique (CBD) a reconnu la nécessité de « rassembler et diffuser des informations sur les espèces exotiques qui menacent les écosystèmes, les habitats ou les espèces à utiliser dans le cadre de toute activité de prévention, d'introduction et d'atténuation », et appelle à de nouvelles recherches sur l'impact des espèces exotiques envahissantes sur la diversité biologique » (CBD, 2000). L'objectif fixé par Aichi, Biodiversité Cible 9 est que « d'ici à 2020, les espèces exotiques envahissantes et les voies d'accès sont identifiées et classées par ordre de priorité, les espèces prioritaires sont contrôlées ou éradiquées et des mesures sont en place pour gérer leurs voies d'accès pour empêcher leur introduction et leur établissement ». Cela se reflète également dans la cible 5 de la stratégie de l'UE en matière de biodiversité (UE 2011). La nouvelle Règlementation 1143/2014 de l'UE sur la gestion des espèces exotiques envahissantes vise à traiter le problème des EEE de manière globale afin de protéger la biodiversité indigène et les services éco-systémiques, ainsi que de minimiser et d'atténuer les impacts sanitaires ou économiques que ces espèces peuvent avoir **sur la santé humaine ou l'économie**. La réglementation prévoit trois types d'interventions : Prévention, détection précoce et éradication rapide, et gestion **et comprend une liste de 66 (selon la deuxième mise à jour) des Espèces exotiques envahissantes (EEE) avec une préoccupation européenne pour lesquelles des mesures de gestion directes sont sollicitées.**

La Directive-Cadre sur la Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM), qui est le pilier environnemental de la politique maritime intégrée de l'UE, se fixe comme objectif global d'atteindre ou de maintenir un « bon état écologique » dans les eaux marines européennes d'ici 2020. Les espèces marines exotiques constituent une menace majeure pour la biodiversité européenne et la santé des écosystèmes, ce qui oblige les États membres à inclure les espèces exotiques dans la définition de la GES et à fixer des objectifs environnementaux pour y parvenir. Par conséquent, l'un des 11 descripteurs qualitatifs de GES définis dans le MSFD est que « les espèces non indigènes introduites par les activités humaines sont à des niveaux qui ne nuisent pas à l'écosystème » (Descripteur 2).

La décision 2017/848 de l'UE mise à jour a défini un ensemble de critères, y compris des éléments de critères, et des normes méthodologiques sont définies pour chaque descripteur. Sous le descripteur 2, les critères suivants sont définis 1) Espèces non indigènes nouvellement introduites, 2) Espèces non indigènes établies, en particulier les espèces non indigènes envahissantes, qui incluent les espèces pertinentes sur la liste des espèces exotiques envahissantes préoccupantes pour l'Union adoptée conformément à l'article (4), paragraphe 1, du règlement (UE) N° 1143/2014 et aux espèces pertinentes pour une utilisation au titre du critère D2C3.

Les États membres établissent cette liste dans le cadre d'une coopération régionale ou sous-régionale et 3) Groupes d'espèces et grands types d'habitats menacés par des espèces non indigènes, choisis parmi ceux utilisés pour les descripteurs 1 et 6. Bien que l'objectif écologique 2 et l'indicateur commun 6 étaient conformes aux objectifs et cibles du descripteur 2 de DCSMM, définis dans la décision de l'UE 2010/477 / UE, il y a une différence significative avec la directive de mise à jour 2017/848. L'évaluation de CI6 est complémentaire des deux premiers critères sous D2, cependant, aucune évaluation des impacts négatifs sur les espèces et les habitats n'est encore élaborée dans le cadre de l'IMAP³.

Cibles

³ Texte modifié pour refléter la dernière décision de l'UE

Aichi Biodiversité Cible 9
 Stratégie de la Biodiversité de l'UE Cible 5
 Règlementation 1143/2014 de l'UE cibles
 Descripteur 2 de la DCSMM et les critères, indicateurs et **les cibles environnementales** y afférant

Documents de politique

Objectifs d'Aichi de la Biodiversité - <https://www.cbd.int/sp/targets/>

Plan d'Action relatif aux introductions d'espèces et aux espèces envahissantes en mer méditerranée. ONU Environnement/PAM Athènes, Grèce 2017.

https://www.racspa.org/sites/default/files/action_plans/pa_alien_en.pdf

Stratégie de la biodiversité de l'UE-

<http://eurlex.europa.eu/legalcontent/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:52011DC0244&from=EN>
https://ec.europa.eu/environment/strategy/biodiversity-strategy-2030_en#ecl-inpage-324

Directive Cadre : Stratégie pour le milieu marin - <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/HTML/?uri=CELEX:32008L0056>

Décision de la Commission (EU) 2017/848 établissant des critères et des normes méthodologiques applicables au bon état écologique des eaux marines ainsi que des spécifications et des méthodes normalisées de surveillance et d'évaluation, et abrogeant la directive 2010/477/UE - <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/HTML/?uri=CELEX%3A32017D0848&from=EN>

~~Commission Decision on criteria and methodological standards on good environmental status of marine waters~~ - [http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32010D0477\(01\)&from=EN](http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32010D0477(01)&from=EN)

Règlement (EU) 1143/2014 - <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32014R1143&from=FI>

Méthodes d'analyse de l'indicateur

Définitions générales (selon le PNUE (DEPI) / MED WG.420 / 4 la Décision IG.22/7 du Programme de surveillance et d'évaluation intégrées de la mer et des côtes méditerranéennes et Critères d'évaluation connexes)

Les « espèces non indigènes » (ENI, synonymes : exotiques, allochtones) sont des espèces, de sous-espèces ou des taxons inférieurs introduits en dehors de leur aire de répartition naturelle (passé ou présent) et en dehors de leur potentiel naturel de dispersion. Cela comprend toute partie, gamète ou propagule de ces espèces qui pourraient survivre et se reproduire ultérieurement. Leur présence dans la région donnée est due à une introduction intentionnelle ou non intentionnelle résultant d'activités humaines. Les déplacements naturels dans les plages de distribution (par exemple en raison du changement climatique ou de la dispersion par les courants océaniques) ne sont pas admissibles à une espèce en tant que EEE. Cependant, les introductions secondaires des ENI de la (les) zone (s) de leur première arrivée pourraient se produire sans implication humaine en raison de la propagation par des moyens naturels.

Les « espèces exotiques envahissantes » (EEE) sont un sous-ensemble de ENI établis qui se sont propagés, se propagent ou ont démontré leur potentiel de propagation ailleurs et ont un effet sur la

diversité biologique et le fonctionnement de l'écosystème (en concurrençant et remplaçant certaines espèces indigènes), Les valeurs socioéconomiques et / ou la santé humaine dans les régions envahies. Les espèces d'origine inconnue qui ne peuvent être attribuées comme indigènes ou étrangères sont appelées espèces cryptogènes. Ils peuvent également démontrer des caractéristiques invasives et devraient être inclus dans les évaluations des EEE.

Afin de fournir une base pour l'élaboration de politiques pertinentes de lutte contre les ENI, il est nécessaire d'évaluer les vecteurs d'introduction.

Définition de l'indicateur

Pour les besoins de l'Indicateur Commun 6, les définitions suivantes s'appliquent :

- La « tendance dans l'abondance » est définie comme la variation **interannuelle entre les périodes d'évaluations de la densité de population / rangs** ~~nombre total~~ **estimé d'individus d'une population** d'espèces non indigènes dans une zone marine spécifique.
- On entend par « Tendance dans l'occurrence temporelle » la variation **interannuelle entre les périodes d'évaluation** du nombre estimé de nouvelles introductions et le nombre total d'espèces non indigènes dans un pays donné ou, de préférence, la partie nationale de chaque subdivision, de préférence désagrégée par voie d'introduction.
- La « tendance dans la répartition spatiale » est définie comme le changement **interannuel** de la « zone » marine totale occupée par une espèce non indigène. **Cette zone doit être définie en fonction de l'échelle d'évaluation.**

Pour que la tendance de cet indicateur devienne opérationnelle, au moins deux périodes d'évaluation de données pertinentes sont nécessaires, afin de permettre une comparaison minimale de deux ensembles de données annuels.

Méthodologie de calcul de l'indicateur

Pour estimer l'Indicateur Commun 6, une analyse des tendances (analyse en série chronologique) des données de surveillance disponibles doit être effectuée, visant à extraire le motif sous-jacent **de la variabilité des nombres NIS dans le temps**, qui peut être caché par le bruit. Une analyse de régression formelle est l'approche recommandée pour estimer ces tendances. Cela peut être **obtenu par simple analyse de régression linéaire ou par des outils de modélisation plus complexes** (lorsque des ensembles de données riches sont disponibles), tels que des modèles linéaires ou additifs généralisés (GLM/GAL). **Voir les détails dans le document « Échelles de surveillance et d'évaluation, critères d'évaluation et valeurs seuils de l'IMAP OE2 / IC6: espèces non indigènes».**

Pour surveiller les tendances dans l'occurrence temporelle, deux paramètres [A] et [B] doivent être calculés sur une base annuelle. Le paramètre [A] donne une indication des introductions d'espèces «nouvelles» (par rapport à l'année précédente), et le paramètre [B] donne une indication de l'augmentation ou de la diminution du nombre total d'espèces non indigènes:

[A]: Le nombre d'espèces non indigènes à T_n qui n'était pas présent à T_{n-1}. Pour calculer ce paramètre, les listes d'espèces non indigènes des deux années sont comparées pour vérifier quelles espèces ont été enregistrées au cours de l'année n, mais elles n'ont pas été enregistrées dans l'année n-1, peu importe si ces espèces étaient présentes ou non. Pour calculer ce paramètre, le nombre total d'espèces non indigènes est utilisé dans la comparaison.

[B]: nombre total d'espèces non indigènes connues à T_n moins le nombre correspondant d'espèces non indigènes à T_{n-1}. T_n désigne l'année du rapport.

Unités de l'Indicateur

« Tendances de l'abondance » : valeur absolue et variation en % par an période d'évaluation
 « Tendances dans l'occurrence temporelle » : nombre et variation en % des nouvelles introductions ou nombre et variation en % du nombre total d'espèces exotiques par période d'évaluation année ou par décennie.

« Tendances dans la répartition spatiale » : valeur absolue et variation en % de la superficie marine totale occupée ou valeur absolue et variation en % de la longueur de la côte occupée (dans le cas des espèces peu profondes présentes uniquement dans la zone côtière).

Liste des documents d'orientation et protocoles disponibles

Comme prévu dans la décision IG.23/6 sur le MED QSR 2017 (CdP 20, Tirana, Albanie, 17-20 décembre 2017), les protocoles de surveillance pour l'indicateur commun IMAP relatif aux espèces non autochtones étaient approuvés par la 7^{ème} réunion du Groupe de Coordination de l'Approche Écosystémique (Athènes, Grèce, 9 septembre 2019)⁴.

Il n'existe pas de protocoles standards établis pour la surveillance des ENI. Toutefois, Des protocoles de surveillance cohérents des ENI sont déjà les méthodes d'échantillonnage sont utilisées par les activités de surveillance mises en œuvre dans de nombreux pays méditerranéens, notamment en ce qui concerne plusieurs obligations de surveillance liées à la Convention sur l'eau de ballast, la Directive-Cadre sur l'eau de l'UE et la Directive-Cadre sur la stratégie marine, et fournis par des agences ou institutions spécialisées (par exemple l'UICN pour les AMP, CIESM). Ces méthodes peuvent être utiles pour compléter l'estimation de l'Indicateur Commun 6.

Plusieurs lignes directrices pour la surveillance et l'évaluation des ENI sont disponibles à l'adresse : Conventions européennes et régionales de la mer https://mcc.jrc.ec.europa.eu/main/dev.py?N=20&O=407&titre_chap=D2%20Non-indigenous%20species&titre_page=Monitoring%20&%20assessment (consulté le 13/04/2021).

Quelques conseils sur la surveillance de la biodiversité (y compris la surveillance des espèces non indigènes) dans le contexte de la DCSMM sont fournis dans :

- Zampoukas et al. (2014) Orientations techniques sur la surveillance de la Directive-Cadre sur la stratégie marine.
- Rapports scientifiques et politiques du CCR (collection EUR), Office des publications de l'Union européenne, EUR 25009 FR - Centre commun de recherche, doi: 10.2788 / 70344, ISBN: 978-92-79-35426-7, 166p.
- Olenin, S., Alemany, F., Cardoso, A.C., Gollasch, S., Gouletquer, P., Lehtiniemi, M., McCollin, T., Minchin, D., Miossec, L., Ambrogi, A.O. and Ojaveer, H., 2010. Marine Strategy Framework Directive–Task Group 2 Report–Non-indigenous Species, vol. 10.

HELCOM (Commission d'Helsinki, la CRM pour la mer Baltique) a publié en ligne des notes d'orientation pour l'application d'eRAS (Enquête d'Évaluation Rapide Avancée) dans la surveillance des ENI (<https://helcom.fi/media/publications/Guidelines-for-suivi-des-espèces-non-indigènes-par-eRAS.pdf>)

Le projet UE BALMAS a fourni des lignes directrices pour la surveillance des ENI dans les eaux de ballast :

⁴ UNEP/MED WG.467/16, Les protocoles de surveillance des indicateurs communs de l'IMAP relatifs à la biodiversité et les espèces non indigènes

- David M. and Gollasch S. 2015. BALMAS Ballast Water Sampling Protocol for Compliance Monitoring and Enforcement of the BWM Convention and Scientific Purposes. BALMAS project, Korte, Slovenia, Hamburg, Germany. 55 pp.

Confiance dans les données et incertitudes

L'analyse des tendances devrait être accompagnée d'une évaluation de la confiance et des incertitudes. Les méthodes de régression standard (régression linéaire simple, modèles linéaires ou additifs généralisés, etc.) fournissent des estimations de l'incertitude (erreurs-types et intervalles de confiance des tendances estimées). Ces estimations d'incertitude devraient accompagner toutes les tendances signalées. Seuls les suivis à long terme de tous les paramètres pertinents (états et pressions) permettront à terme de quantifier précisément le BEE et de réduire progressivement le degré d'incertitude entre les changements dus aux variations naturelles et ceux résultant des pressions anthropiques.

De plus, la question de la détectabilité imparfaite doit être correctement traitée, car elle peut entraîner une sous-estimation des variables d'état pertinents (abondance, occupation, répartition géographique, richesse en espèces). Plusieurs méthodes disponibles qui abordent correctement la question de la détection imparfaite lors du suivi de la biodiversité, en estimant conjointement la détectabilité (voir Katsanevakis et al., 2012 pour un examen).

Méthodologie de surveillance, champ temporel et spatial

Méthodologies de surveillance disponibles et protocoles de surveillance

Il est recommandé d'utiliser les méthodes de surveillance traditionnelles traditionnellement utilisées pour les études biologiques marines, y compris, mais sans s'y limiter, les études sur le plancton, le benthique et l'encrassement décrites dans les directives et manuels pertinents. Toutefois, des approches spécifiques peuvent être nécessaires pour s'assurer que les espèces exotiques sont susceptibles d'être trouvées, par exemple, dans les rives rocheuses, les zones portuaires et les ports de plaisance, les zones extracôtières et les zones aquacoles.

Comme mesure complémentaire et en l'absence d'un programme global de surveillance ciblée par les ENI, des études d'évaluation rapide peuvent être entreprises, généralement, mais pas exclusivement, dans les ports de plaisance, les jetées et les piscicultures (Pederson et al. 2003). En outre, une revue (aussi exhaustive que possible) de toutes les publications scientifiques sur (plus ou moins) de nouvelles introductions récentes d'espèces, outre le statut taxonomique de ces NEI, est pré-requise pour avoir la base minimale de connaissances. Il s'agit également très souvent de la principale et unique source de données pour l'évaluation lorsque le suivi n'est pas en place.

[Avec un contrôle de qualité rigoureux en place, les campagnes nationales et régionales de science citoyenne sont idéales pour le suivi des ENI. Les membres des communautés locales, en raison de leur large répartition géographique et de leur familiarité avec leur environnement naturel, peuvent en fait être d'une grande aide pour suivre les espèces envahissantes dans les systèmes terrestres et aquatiques (Delaney et al., 2008). Une volonté renouvelée d'identifier les composants du monde naturel, par le biais d'événements « bioblitz »⁵ organisés dans le monde entier, renforce

⁵ Un BioBlitz est une célébration de la biodiversité. C'est un événement qui se concentre sur la recherche et l'identification du plus grand nombre d'espèces possible dans une zone spécifique sur une courte période de temps. Des étudiants, des scientifiques, des naturalistes et des membres de la communauté se réunissent dans ces événements pour explorer le monde naturel. Généralement dirigés par des éducateurs, des scientifiques ou des gardes forestiers / AMP, les BioBlitz sont l'occasion de prendre un instantané de la biodiversité d'un lieu. Les participants de tous âges peuvent apprendre des techniques d'observation et de collecte de données dans une zone et une période de temps déterminées.

~~l'interaction entre les scientifiques formels et les scientifiques informels / citoyens, également grâce à la disponibilité de matériel de photographie sous-marine et de capture vidéo à petit budget sur le marché.] La compilation des contributions des citoyens scientifiques, validée par des experts taxonomiques, peut être utile pour évaluer les gammes géographiques des espèces établies ou pour enregistrer de nouvelles espèces.~~

Pour l'estimation de l'indicateur commun 6, il est important que les mêmes sites soient examinés chaque période de surveillance, sinon l'estimation de la tendance pourrait être biaisée par les différences entre les sites. La localisation géographique exacte de chaque station d'échantillonnage sélectionnée dans les zones à risque et les AMPs doit être enregistrée au moyen des coordonnées GPS, afin de permettre un échantillonnage cohérent à des occasions successives.

Les méthodes standard pour surveiller les populations maritimes comprennent l'échantillonnage des parcelles, l'échantillonnage à distance, la récupération des marques, les méthodes d'élimination et les enquêtes répétitives pour l'estimation de l'occupation (voir Katsanevakis et al. 2012 pour une revue spécialement pour le milieu marin).

~~La compilation des données recueillies par les scientifiques citoyens, validée par des experts en taxonomie, peut être utile pour évaluer les zones géographiques des espèces établies ou pour enregistrer de nouvelles espèces.~~

~~Pour l'estimation de l'Indicateur Commun 6, il est important que les mêmes sites soient inspectés chaque période de surveillance, sinon l'estimation de la tendance pourrait être biaisée par les différences entre les sites.~~

Afin de fournir des orientations aux Parties contractantes à la Convention de Barcelone sur les méthodologies de terrain pour le suivi des ENI IC6 dans les zones à risque identifiées et les AMP, des lignes directrices pour le suivi des ENI en Méditerranée (UNEP/MED WG.467/16, 2019) ont été pratiqués dans le domaine des protocoles de surveillance ENI :

1. UNEP/MED WG.467/16, Les protocoles de surveillance des indicateurs communs de l'IMAP relatifs à la biodiversité et les espèces non indigènes, 7ème réunion de Groupe de coordination de l'approche écosystémique, Athènes, Grèce, 9 septembre 2019. P.118-130
2. Katsanevakis S, et al., 2012. Suivi des populations et des communautés marines: revue des méthodes et des outils traitant de la détectabilité imparfaite. Aquatic Biology 16: 31-52.
3. Pederson J, et al., 2003 Marine invaders in the northeast: Rapid assessment survey of non-native and native marine species of floating dock communities, August 2003 (available in https://dspace.mit.edu/bitstream/handle/1721.1/97032/MITSG_05-3.pdf?sequence=1)

Sources des données disponibles

Marine Mediterranean Invasive Alien Species database (MAMIAS) - <http://www.mamias.org/http://dev.mamias.org/> [Version Bêta]

European Alien Species Information Network (EASIN) - <http://easin.jrc.ec.europa.eu/>

CIESM Atlas of Exotic Species in the Mediterranean - <http://www.ciesm.org/online/atlas/>

World Register of Introduced Marine Species (WRIMS) - <http://www.marinespecies.org/introduced/>

Global Invasive Species Database - <http://www.iucngisd.org/gisd/>

CABI Invasive Species Compendium - <https://www.cabi.org/isc>

AquaNIS - <http://www.corpi.ku.lt/databases/index.php/aquanis>

Pour le statut taxonomique: World Register of Marine Species (WoRMS) - <http://www.marinespecies.org/>

NEMESIS - Smithsonian Environmental Research Center's National Estuarine and Marine Exotic Species Information System - <https://nemesis.nisbase.org/nemesis/>

Directives relatives au champ spatial et choix des stations de surveillance

Le suivi des ENI devrait généralement commencer à une échelle localisée, comme les « points chauds » et les « zones de marches » pour les introductions d'espèces exotiques. Ces zones comprennent les ports et leurs zones environnantes, les quais, les marinas, les installations aquacoles, les sites d'effluents des centrales électriques, les structures offshore. Les zones d'intérêt particulier, comme les aires marines protégées, les lagunes, etc., peuvent être sélectionnées au cas par cas, en fonction de la proximité d'espèces exotiques présentant des « points chauds ». La sélection des sites de surveillance devrait donc se fonder sur une analyse préalable des points d'entrée et des « points chauds » les plus susceptibles d'entrer dans la zone d'entrée et qui devraient contenir un nombre élevé d'espèces exotiques.

[Il est recommandé que des enquêtes ENI soient menées à la fois dans les zones à risque (ports, marinas, aquaculture, etc.) et dans les zones marines vulnérables (où les conditions environnementales favorisent l'établissement de ENI) et les aires marines protégées (AMPs).

Les zones à risque sont définies comme les points les plus possibles d'entrée / d'introduction pour les ENI en vertu de:

- i) une étude documentaire préliminaire qui identifie des caractéristiques spécifiques au site (par exemple, un port fréquenté par un nombre de navires à risque d'introduction des ENI ou de culture marine) ou
- ii) nombre élevé et/ou abondance des ENI déjà établis au niveau des limites des zones à risque et vulnérables

En règle générale, les zones à risque incluraient des typologies de sites telles que les ports, les marinas pour yachts, les cages de mariculture, les structures offshore et les lieux de rejet d'effluents thermiques. Les sites qui ne sont pas nécessairement à proximité immédiate de ces zones à risque « classiques » des zones à risque pourraient également être considérés dans cette même catégorie, y compris les sites soumis à une pression d'ancrage intense pendant la saison touristique.

En terme des zones à risque des ENI, PNUE/PAM (2019)⁶ recommande que la surveillance des ENI soit effectuée conformément aux directives fournies au moins des deux zones à risque par voie d'introduction potentielle, notamment la navigation commerciale, la navigation de plaisance et l'aquaculture. Le même rapport fournit des conseils sous la forme de critères, qui doivent être appliqués lors de la sélection des emplacements de zones à risque candidats, comme suit :

- Des recherches antérieures ont montré qu'il s'agissait de points chauds pour les espèces non indigènes pouvant être transportées avec le vecteur de transport concerné ;
- Les communautés d'espèces dans les deux zones à risque ont une influence directe minimale l'une sur l'autre ;

⁶ PNUE/MED WG.467/16 Les protocoles de surveillance des indicateurs communs de l'IMAP relatifs à la biodiversité et les espèces non indigènes, 7^{ème} Réunion de Groupe de coordination de l'approche écosystémique, Athènes, Grèce.

- Zones vulnérables avec des perspectives d'invasion par de nouvelles introductions.

En termes d'AMP, un minimum de deux stations d'échantillonnage par AMP est recommandé, les deux stations étant situées dans des zones de gestion différentes au sein d'une même AMP. En ce qui concerne le positionnement spécifique des deux stations de surveillance des ENI au sein de chaque AMP, il est recommandé de garantir un degré élevé de représentativité géographique et écologique. Cela peut être assuré de différentes manières, notamment :

- a) en optant pour un seuil minimal de distance physique entre les deux stations d'échantillonnage, exprimé en pourcentage de l'étendue latérale totale de l'AMP en question (par exemple, la distance entre les deux stations d'échantillonnage ne doit pas être inférieure à 25% de l'étendue latérale totale de l'AMP) ;
- b) en optant pour des stations d'échantillonnages dominées par différentes biocénoses marines (par exemple, récif rocheux dominé par les algues versus les herbiers marines);
- c) en optant pour des stations d'échantillonnage incorporées dans des caractéristiques anthropiques ou écologiques d'intérêt, avec des candidats potentiels comprenant des épaves (qui sont considérées comme favorisant l'établissement des ENI - par exemple Bariche [2012]), une zone benthique fortement affectée par l'ancrage ou à corps-morts.

Il est important d'établir un réseau de sites de surveillance au niveau régional dans lequel des protocoles communs sont appliqués afin que l'indicateur commun 6 puisse être évalué au niveau national, sous-régional et régional.

L'utilisation des modèles d'adéquation de l'habitat et de la modélisation écologique des niches (MEN) peut être envisagée à un stade ultérieur du IMAP afin d'identifier les sites de surveillance prioritaires et de prédire la propagation des ENI.

Une révision et un accord sur les zones imbriquées (approche ascendante) sont nécessaires, en intégrant des échelles de surveillance basées sur une approche imbriquée et proposant une liste des unités de surveillance et de déclaration en mer Méditerranée. La répartition géographique des ENI, indiquant une présence plus importante dans le bassin de la mer Égée et de Levantine, devrait être prise en considération lors de la définition des stations de surveillance. L'approche imbriquée doit tenir compte des différences dans l'occurrence des ENI dans les différents sous-bassins.

Directives relatives au champ temporel

~~La surveillance des "points chauds" et des "zones de marches" pour les introductions d'espèces exotiques impliquerait généralement un effort de surveillance plus intense, par exemple, l'échantillonnage au moins une fois par an dans les ports et dans leur zone plus large et une fois tous les deux ans dans les petits ports, les marinas et les sites aquacoles.~~

L'échantillonnage doit être fait sur une base annuelle / saisonnière en fonction du groupe d'espèces ou des types d'habitats cibles visés. Voir les détails dans le document « Échelles de surveillance et d'évaluation, critères d'évaluation et valeurs seuils de l'IMAP OE2 / IC6 : espèces non indigènes ».

Analyse des données et produits d'évaluation

Analyse statistique et base d'agrégation

Les statistiques standard pour l'analyse de régression doivent être appliquées pour estimer les tendances et leurs incertitudes connexes.

Produits d'évaluation attendus

- Graphiques de la série chronologique des mesures calculées (abondance, occurrence, **étendue spatiale**, etc.), y compris les intervalles de confiance
- Cartes de répartition des **ENI sélectionnées**, décrivant les variations temporelles de leur répartition spatiale ;
- Inventaires nationaux (et aussi par la partie nationale de chaque subdivision marine, le cas échéant) d'espèces non indigènes et **année respective d'introduction si connue** ;
- Inventaires nationaux regroupant les ENI selon les principaux **vecteurs voies** d'introduction (par exemple, voies maritimes, transport maritime, mariculture, etc.) **si connue** ;

Données manquantes connues et incertitudes en Méditerranée

L'absence d'un suivi **régulier** dédié et coordonné à l'échelle nationale et régionale implique que les données d'évaluation des ENI sont peu fiables, même si l'on démontre la présence continue et régulière de nouvelles introductions. Ce manque de surveillance et de données normalisées compromet actuellement la représentativité et la comparabilité entre les cycles d'évaluation et complique ainsi l'évaluation des effets des mesures de gestion sur ces tendances.

L'identification des ENI est d'une importance cruciale, et le manque d'expertise taxonomique a déjà conduit **sous évaluer** plusieurs ENI pendant certaines périodes. L'utilisation d'approches moléculaires, y compris le codage à barres, est parfois nécessaire pour confirmer les **résultats de la taxonomie conventionnelle** de l'identification des espèces.

L'effort d'échantillonnage varie actuellement considérablement entre les pays méditerranéens et, par conséquent, sur une base régionale, les évaluations actuelles et les comparaisons peuvent être biaisées.

Les données probantes sur la plupart des impacts signalés des espèces exotiques sont faibles et se fondent principalement sur l'avis des experts. Un besoin d'inférence plus forte est nécessaire en se basant sur des expérimentations ou une modélisation écologique. L'évaluation des tendances de l'abondance et de la répartition spatiale fait largement défaut.

Contacts et date de version

Contacts clés au sein de l'UNEP pour de plus amples informations

car-asp@spa-rac.org

Version N°	Date	Auteur
V.1	20/07/2016	SPA/RAC
V.2	14/04/2017	SPA/RAC
V.3	30/09/2020	SPA/RAC-REMPEC



NATIONS
UNIES

EP

PNUE/MED WG.502/16.Appendix E



PNUE



PROGRAMME DE L'ENVIRONNEMENT
DES NATIONS UNIES
PLAN D'ACTION MÉDITERRANÉEN

24 mai 2021
Original : Anglais
Français

Quinzième Réunion des Points Focaux ASP/DB

Vidéoconférence, 23-25 juin 2021

Point 7 de l'ordre du jour : Etat de la mise en œuvre de la feuille de route de l'Approche Écosystémique (EcAp)

7.1. Mise en œuvre de la deuxième phase (2019-2021) du Programme de surveillance et d'évaluation intégrées (IMAP - Biodiversité et espèces non-indigènes) dans le cadre de la feuille de route de l'EcAp

Mise en œuvre de la deuxième phase (2019-2021) du Programme de surveillance et d'évaluation intégrées (IMAP - Biodiversité et espèces non-indigènes) dans le cadre de la feuille de route de l'EcAp

Appendix E : Échelles de surveillance et d'évaluation, critères d'évaluation et valeurs seuils pour l'indicateur commun 6 de l'IMAP relatifs aux espèces non indigènes

Clause de non-responsabilité : Les désignations employées et la présentation de documents dans cette publication n'impliquent aucune opinion du Secrétariat des Nations Unies concernant le statut juridique d'un pays, d'un territoire, d'une ville ou d'une région ou de ses autorités, concernant la délimitation de ses frontières.

Responsable de l'étude à la SPA/RAC

Mehdi Aissi, Chargé de projet, EcAp/IMAP

Asma Yahyaoui, Responsable de projet associée, EcAp/IMAP

Atef Ouerghi, Responsable de programme, Conservation des écosystèmes

Rapport préparé par :

Argyro Zenetos, Experte en ENI

Avec la participation de :

Marika Galanidi, Experte en ENI

Remerciements :

Ce rapport a été préparé avec la participation et la contribution volontaire de : Tarek A Temraz, Esmail A. Shakman, Michel Bariche, Ghazi Bitar, Samir Grimes, Hocein Bazairi, Bella Galil, Jamila Ben Souissi, Mohamed Salah Romdhane, Rezart Kapedani, Slavica Petovic, Murat Bilecenoglu, Konstantinos Tsiamis (for the constructive criticism), Nicholas Jason Xentidis (pour les figures) et le Groupe de travail de la Biodiversité en ligne sur les tortues marines et en particulier : Sajmir Beqiraj, Petra Kutleša, Srđana Rožić, Martina Marić, Moustafa Mokhtar Fouda, Alaa El-Haweet, Laurent Guérin, Argyro Zenetos, Vasilis Gerovasileiou, Luca Castriota, Silvia Livi, Michele Bariche, Slavica Petovic, Borut Mavrič, Aina Carbonell, Lydia Png, Robert Comas and Murat Bilecenoglu.

RESUME EXECUTIF

Pour faire face au risque que posent les ENI sur les écosystèmes marins, les Parties contractantes à la Convention de Barcelone ont mis à jour le Plan d'action concernant l'introduction d'espèces et d'espèces envahissantes en mer Méditerranée et mis à jour/ élaboré leurs programmes nationaux de surveillance basés sur les indicateurs communs du Programme de surveillance et d'évaluation intégrées (IMAP). En ce qui concerne les espèces non indigènes (c.-à-d. l'objectif écologique 2 ou OE2), l'indicateur commun 6 (IC6) évalue « les tendances en matière d'abondance, d'occurrence temporelle et de répartition spatiale des espèces non indigènes ». La mise en œuvre et l'harmonisation au niveau national de l'IMAP dans tous les pays méditerranéens nécessitent l'élaboration d'un certain nombre de paramètres, à savoir des échelles de surveillance et d'évaluation ainsi que des éléments d'évaluation (critères d'évaluation, valeurs seuils et de référence).

Ce rapport vise à élaborer des échelles de surveillance et d'évaluation ainsi que des critères d'évaluation et à formuler des recommandations pour l'établissement de valeurs seuils pour IC6, sur la base des données disponibles pour les espèces non indigènes en Méditerranée. Afin de faciliter les discussions et d'assurer l'apport de toutes les Parties contractantes (PC), un questionnaire portant sur ces questions a été envoyé à 10 PC non-membres de l'UE (Albanie, Algérie, Egypte, Israël, Liban, Libye, Monténégro, Maroc, Tunisie et Turquie), complétant des travaux similaires réalisés dans le cadre de la Directive-cadre sur la stratégie du milieu marin (DCSMM) pour les 8 PC de l'UE (Croatie, Chypre, France, Grèce, Italie, Malte, Slovénie et Espagne). Les résultats et recommandations présentés dans le présent rapport intègrent les réponses des experts nationaux de ces 18 PC et utilisent les données issues de publications récentes (2017-2020) et de la base de données hors ligne du Centre hellénique de recherche marine (HCMR).

Critères d'évaluation

Les critères d'évaluation pour la préparation des listes de contrôle validées des ENI à utiliser pour évaluer le BEE comprennent a) les taxons (tous taxons ou à l'exclusion du phytoplancton, parasites) ; b) les espèces à prendre en compte dans l'indicateur des tendances (espèces éteintes, espèces cryptogéniques, espèces crypto-expansion et douteuses) ; c) les voies à considérer (toutes les voies ou à l'exclusion des espèces en expansion sans aide, ex. Immigrants lessepsiens).

Les points de vue des experts nationaux étaient généralement en bon accord et la majorité d'entre eux ont proposé que les espèces **partiellement indigènes, les ENI introduites par dispersion naturelle, les algues marines unicellulaires, les parasites, les espèces éteintes et d'eau douce** soient indiquées dans les listes de ENI, mais prises en compte dans les évaluations IC6 au cas par cas.

Échelles spatiales et temporelles de surveillance et d'évaluation

Unités géographiques générales : L'évaluation des valeurs seuils basée sur l'indicateur de tendances (IC6) calculé à ce jour peut être réalisée au niveau du bassin et du pays, bien qu'il soit plus significatif d'être évalué au niveau sous-régional (c'est-à-dire les unités sous-régionales de l'EcAp) et, par conséquent, à la partie nationale d'une sous-région pour chaque pays, par exemple la Grèce : EMED, CMED, ADRIA ; **Italie** : WMED, CMED, ADRIA ; **Tunisie** : WMED, CMED. Il est recommandé d'harmoniser pleinement les frontières géographiques des sous-régions méditerranéennes lors de la révision de la feuille de route de

l'EcAp et les phases de l'IMAP, avec celles proposées par les pays de l'UE et adoptées par l'Agence européenne pour l'environnement (c'est-à-dire, les délimitations DCSMM).

Grandes échelles temporelles : Pour des raisons de cohérence et d'harmonisation, il est recommandé que la période d'évaluation de IC6 soit la même dans tous les pays méditerranéens et suive les périodes d'évaluation et de déclaration de 6 ans déjà établies pour les pays de l'UE dans le cadre de la DCSMM. Plus précisément, la prochaine évaluation devrait couvrir la période 2018-2023, de sorte que l'année de référence pour fixer les lignes de base nationales des ENI devrait être 2017 au plus tôt, en tenant également compte des retards dans les rapports. Les tendances dans les nouvelles introductions marines des ENI sont en constante augmentation dans toute la Méditerranée et, dans de nombreux pays, c'est le résultat d'un effort scientifique accru (mettant en lumière des espèces déjà largement établies dans la région). Par conséquent, pour certains pays, même 2017 comme année de référence, peut être prématurée.

Des échelles plus fines pour la surveillance des ENI

A l'échelle du bassin, il n'existe pas de protocoles standard établis pour la surveillance des ENI. Toutefois, des lignes directrices pour la surveillance des ENI en Méditerranée ont été élaborées et approuvées par les PC à la Convention de Barcelone en 2019 dans le cadre de l'EcAp/IMAP (PNUE/MED WG.467/16 (2019) « Protocoles de surveillance des indicateurs communs de l'IMAP relatifs à la biodiversité et aux espèces non indigènes »).

Les réponses aux questionnaires ont révélé que la majorité des pays n'ont pas de stratégie spécifique, mais qu'ils ont une stratégie de surveillance comprenant les ENI marines appliquées soit dans les zones à risques du pays (c.-à-d. les ports, les unités aquacoles, les aires marines protégées) soit dans des sous-régions spécifiques par l'intermédiaire d'un réseau connexe de stations d'échantillonnage. Les cibles de la surveillance des ENI comprennent principalement la détection de nouvelles ENI et la mesure de l'abondance/couverture/biomasse des ENI établies et/ou envahissantes, tandis que seul un petit nombre de pays surveillent l'impact des ENI établies ou envahissantes sur les communautés autochtones.

Les lignes directrices sur les indicateurs communs de l'IMAP proposent des efforts de surveillance plus intenses dans les « points chauds » et les « zones intermédiaires » pour les introductions d'espèces non indigènes, par exemple l'échantillonnage au moins une fois par an dans les ports et leur région élargie et une fois tous les deux ans dans les petits ports, marinas et sites aquacoles. Fait important, les mêmes sites devraient être étudiés à chaque période de surveillance, afin d'éviter les biais potentiellement causés par les différences entre les sites.

Valeurs seuils

À l'heure actuelle, les valeurs seuils pour le nombre de nouvelles introductions d'espèces non indigènes n'ont été fixées ni au niveau de l'UE ni au niveau méditerranéen. Les travaux en cours dans le cadre de la DCSMM (Tsiamis et al., 2021b) ont conclu que l'approche la plus appropriée pour fixer les valeurs seuils pour le D2C1 est d'adopter la réduction en pourcentage des nouvelles ENI et que la valeur exacte de la réduction en pourcentage devrait être décidée à l'échelle régionale et/ou sous-régionale, en fonction de la pression des voies et du niveau de couverture de surveillance de chaque région/sous-région.

L'analyse préliminaire des données disponibles pour la Méditerranée entre 1970 et 2017 aux fins du présent rapport a démontré qu'il y a une augmentation significative du taux de nouvelles ENI entrant dans toutes

les sous-régions de l'EcAp après 2000 (probablement en raison d'un effort scientifique accru) et que ce paramètre est sensiblement différent entre les sous-régions de l'EcAp. Par conséquent, les recommandations initiales sont que i) les valeurs seuils de l'IC6 en Méditerranée doivent être fixées au niveau sous-régional et non au niveau régional et ii) nous devons considérer les données seulement après les années 2000 afin d'établir les valeurs seuils d'aujourd'hui. En outre, pour les régions/sous-régions méditerranéennes qui n'ont pas fait l'objet d'une surveillance efficace en termes des ENI au cours des décennies précédentes, il convient de préférer une période de cycle plus courte de 6 ans, par exemple 3 ans.

De façon concluante, les valeurs seuils devraient être établies séparément pour chacune des sous-régions méditerranéennes et devraient être recherchées en examinant les données des deux dernières décennies, sinon une période encore plus récente. En même temps, il faut parvenir à un consensus sur les groupes d'espèces qui seront inclus dans les calculs et sur la façon dont leur impact environnemental sera pris en compte. Il y a des décisions qui détermineront la définition du Bon état écologique (BEE) pour l'OE2 et affecteront les obligations de gestion des Parties contractantes à la Convention de Barcelone. A ce titre, il est proposé que d'autres travaux tiennent compte de la contribution d'experts régionaux non seulement des domaines de la taxonomie, de la surveillance et de l'évaluation, mais aussi de la conservation et de la gestion et enfin, et non des moindres, des écologistes ayant une solide formation statistique/mathématique.

TABLE DES MATIÈRES

RESUME EXECUTIF	1
Liste des acronymes (à compléter).....	5
LISTE DES TABLEAUX.....	5
LISTE DES FIGURES	5
INTRODUCTION	1
A. CRITÈRES D'ÉVALUATION.....	4
A.1. Espèces cryptogéniques	4
A.2. Espèces cryptogènes en expansion.....	5
A.3. Aire de répartition des espèces en expansion et erratiques	6
A.4. Espèces partiellement indigènes	7
A5. ENI introduite par dispersion naturelle / Espèces lessepsiennes.....	8
6. Espèces unicellulaires de plancton.....	9
A.7. Pathogènes et parasites.....	9
A.8. Espèces douteuses	10
A.9. Espèces éteintes.....	11
A.10. Espèces d'eau douce	11
B. ÉCHELLES DE SURVEILLANCE ET D'ÉVALUATION	13
B1. Unité géographique pour la mise en œuvre de l'IC6.....	13
B.2. Surveillance des ENI marines	13
B3. Période d'évaluation pour la mise en œuvre de l'IC6	18
C. VALEURS SEUILS DE L'OE2/IC6 de l'IMAP « ESPÈCES NON INDIGÈNES ».....	20
Bibliographie.....	28

Liste des acronymes (à compléter)

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Requêtes adressées aux experts nationaux	7
Tableau 2. Aire de répartition des espèces en expansion et erratiques en Méditerranée. Dans des changements audacieux et récents	10
Tableau 3: Résumé des réponses au questionnaire	14
Tableau 4. Réseaux de sciences citoyennes/ Groupes FaceBook en Méditerranée, en se concentrant / y compris ENI, qui sont actifs au niveau du comté ou du bassin.	18
Tableau 5. Stratégie de surveillance des ENI marins en Méditerranée	19
Tableau 6. Points chauds pour la surveillance maritime des ENI en mer Méditerranée. (NA= pas de surveillance)	19
Tableau 7. Nombre de nouvelles ENI dans les sous-régions de l'EcAp après 1970 (espèces cryptogéniques, crypto-expansion, douteuses, parasites et poissons lessepsiens exclus). Remarque : les chiffres sont provisoires. Ils doivent être mis à jour après validation des listes de contrôle nationales (travaux en cours dans le cadre de l'élaboration d'une base de référence des ENI en Méditerranée)	24
Tableau 8. Résultats de l'analyse de la variance avec la moyenne annuelle des nouvelles introductions des ENI par période de 6 ans comme la réponse et les sous-régions de l'EcAp & période de temps comme les facteurs fixes. Les niveaux des deux facteurs étaient a) pour les sous-régions de l'EcAp : WMED, CMED, ADRIA, EMED et b) pour Période : avant 2000 (cinq périodes de 6 ans, C'est-à-dire 1970-1975, 1976-1981, 1982-1987, 1988-1993, 1994-1999) et après 2000 (trois périodes de six ans, soit 2000-2005, 2006-2011, 2012-17).	26
Tableau 9. Résumé des résultats des ANOVA universaux distincts pour chaque sous-région de l'EcAp, comparant le nombre annuel moyen de nouvelles introductions au ENI avant et après l'an 2000.	27
Tableau 10. Moyenne annuelle (Yravg) de nouvelles ENI au niveau sous-régional et national/régional	28

LISTE DES FIGURES

Figure 1: Réponses aux questionnaires de 18 pays méditerranéens	8
Figure 2 gauche : Représentation des régions marines et des sous-régions de l'article 4 de MSFD. (de Jensen et al., 2017) -droite: Sous-régions EcAp pour la Méditerranée adoptées par les CPs de la Convention de Barcelone (Décision IG.20/4, 2012)	15
Figure 3. Cibles de surveillance maritime des ENI en Méditerranée, telles que rapportées par les pays. Israël et le Monténégro n'ont pas répondu car ils ont déclaré qu'il n'y avait pas de surveillance en place	20
Figure 4. Délai moyen de déclaration des ENI en association avec le pays (à gauche) de leur première collecte en Méditerranée et leurs principaux groupes taxonomiques (à droite). Source : Zenetos et al., 2019	21
Figure 5. Tendances cumulatives des ENI signalées pour la Libye (Shakman et al., 2019) et l'Algérie (Grimes et al., 2018; Bensari et al., 2020; Bakalem et al., 2020).	21
Figures 6. Tendances des nouvelles ENI marines par 6 ans depuis 1970 (source : base de données HCMR)	22

Figures 7. Nombre des ENI introduites (pas d'espèces cryptogéniques, crypto-expansion, douteuses) en Méditerranée chaque année : à gauche : à l'exclusion de tous les parasites, à droite=à l'exclusion des parasites et des poissons lessepsiens 24

Figures 8. Tendance des introductions des ENI par cycle de 6 ans au niveau des sous-régions de l'EcAp (données du tableau 7) 25

Figures 9. Intrigue d'interaction illustrant les principaux effets des deux facteurs distincts (sous-régions de l'EcAp et période de temps) et l'absence d'interaction entre eux. 26

Figures 10. Nombre annuel moyen de nouvelles introductions des ENI par sous-région de l'EcAp avant et après l'an 2000. Les barres d'erreur représentent 95 % des intervalles de confiance27

INTRODUCTION

1. Il existe actuellement environ 1000 espèces marines non indigènes (ENI) dans les eaux marines méditerranéennes, dont les deux tiers ont établi des populations viables (Zenetos et Galanidi, 2020). Un sous-ensemble des espèces établies présente un comportement envahissant et a des répercussions négatives sur les services écosystémiques marins et la biodiversité (Streftaris et Zenetos, 2006, Galil, 2007, Katsanevakis et al. 2014 et 2016 ; Korpinen et al., 2019). Les impacts cumulatifs des ENI envahissantes (CIMPAL ; Katsanevakis et al., 2016) ont été estimés en fonction de la répartition des espèces envahissantes et des écosystèmes, ainsi que de l'ampleur déclarée des impacts écologiques et de la force de ces preuves.

2. Pour faire face au risque que pose les ENI sur les écosystèmes marins, les Parties contractantes à la Convention de Barcelone ont mis à jour le Plan d'action concernant l'introduction d'espèces et les espèces envahissantes en mer Méditerranée (Décision IG.22/12 du CdP 19) et mis à jour /développé leurs programmes nationaux de surveillance basés sur les indicateurs communs du Programme de surveillance et d'évaluation intégrées (IMAP) par chaque composante, à savoir la biodiversité et les espèces non indigènes (ENI), pollution et déchets marins, ainsi que les indicateurs communs de la côte et de l'hydrographie.

3. Le projet « Vers le bon état écologique de la mer et des côtes méditerranéennes à travers un réseau d'aires marines protégées écologiquement représentatives et efficacement gérées et surveillées » (ci-après le projet IMAP-MPA) vise à soutenir la mise en œuvre de l'IMAP au niveau national, et à fournir des données fiables pour les indicateurs communs de l'IMAP sur trois composantes : (i) la biodiversité et les ENI, (ii) la pollution et les déchets marins (iii) et la côte et l'hydrographie. Le projet IMAP-MPA permettra également le développement et la mise en œuvre de programmes de surveillance intégré au niveau sous-régional qui s'adressent aux mêmes clusters IMAP susmentionnés, et en particulier dans les zones connues pour être sous pression d'activité humaine. Ce projet comprend également un autre aspect important qui est l'élaboration d'échelles de surveillance et d'évaluation ainsi que d'éléments d'évaluation (c.-à-d. critères d'évaluation, seuils et valeurs de base) par chaque composante de l'IMAP axée sur la biodiversité et l'hydrographie.

4. Ce rapport vise à élaborer des échelles de surveillance et d'évaluation ainsi que des critères d'évaluation et à établir des valeurs seuils basées sur les données disponibles pour les espèces non indigènes pour l'indicateur commun 6 (IC6) de l'IMAP dans le cadre de l'objectif écologique 2 (OE2). L'IC6 exige « des tendances en matière d'abondance, d'occurrence temporelle et de répartition spatiale des espèces non indigènes », en particulier des espèces non indigènes envahissantes, notamment dans les zones à risque, par rapport aux principaux vecteurs et voies de propagation de ces espèces dans la colonne d'eau et les fonds marins, le cas échéant. A ce jour, la seule mesure pour évaluer le bon état écologique (BEE) est le nombre de nouvelles ENI par 6 ans.

5. L'état environnemental des eaux marines des pays méditerranéens de l'Union européenne (UE) dans le cadre de la Directive-cadre sur la stratégie marine (DCSMM) a été évalué par les États membres (EM) dans le cadre des obligations de déclaration liées à l'évaluation initiale de la DCSMM, pour la plupart des États membres en 2012 (Palialexis et al., 2014) prenant 2011 comme année de référence pour le

référentiel. Les mises à jour des listes de référence des ENI (Tsiamis et al., 2019) qui ont été signalées et validées par les Etats membres sont fournies dans Tsiamis et al. (2021b).

6. Au cours de la période 2018-2020, les Etats membres de l'UE, parmi lesquels huit pays méditerranéens, ont, en réponse à leurs obligations de « reporting » de 2018, rendu compte des informations du descripteur 2 (D2) de la DCSMM pour le dernier cycle de reporting de la DCSMM de six ans, suivant les exigences de l'article 17 de mise à jour des articles 8, 9 et 10. Palialexis et al. (2014) et Tsiamis et al. (2021a) ont mis en évidence un certain nombre d'incohérences dans la mise en œuvre du D2, y compris la couverture spatiale et temporelle de l'application du D2 parmi les Etats membres.

7. Afin de faciliter les discussions en vue de l'établissement de valeurs seuils pour le critère 1 du D2 (D2C1) / OE2 IC6 aux niveaux national, régional et interrégional, un questionnaire a été distribué par le Centre commun de recherche (CCR) de la Commission européenne à tous les membres de l'UE ainsi qu'aux représentants des Conventions régionales sur les mers et aux Parties prenantes concernées. Un questionnaire similaire et moins détaillé (voir annexe et tableau 1) a été distribué aux experts nationaux des ENI de 10 Parties contractantes (PC) à la Convention de Barcelone (à savoir l'Albanie, l'Algérie, l'Égypte, Israël, le Liban, la Libye, le Monténégro, le Maroc, la Tunisie et la Turquie). Les sujets présentés et discutés ci-dessus sont largement basés sur les résultats des questionnaires susmentionnés, le rapport qui en résulte pour les pays méditerranéens de l'UE (Tsiamis et al., 2021b), les données issues de publications récentes (2017-2020) et la base de données hors ligne du CHRM.

Tableau 1 : Requêtes adressées à des experts nationaux

Espèces dans les listes de référence	Espèces unicellulaires de plancton	Espèces parasitaires	ENI introduites par dispersion naturelle	Espèces cryptogéniques	Espèces douteuses	Espèces éteintes
<p align="center"><u>Pour cocher</u></p> <ul style="list-style-type: none"> ✓ Espèces signalées et prises en compte lors de la mesure du BEE sur la base de l'IC6 ✓ Espèces signalées mais <u>non prises</u> en compte lors de la mesure du BEE sur la base de l'IC6 ✓ La décision doit être prise espèces par espèce, sur la base des données disponibles ✓ Autre 						
Systemes de surveillance	A l'échelle nationale	Seulement dans des sous-régions spécifiques du pays	Seulement dans les zones sensibles du pays <u>à cocher</u> <ul style="list-style-type: none"> ✓ Ports ✓ Unités aquacoles ✓ Aires marines protégées ✓ Autre 	<u>PAS</u> de surveillance dédiée		

	<p style="text-align: center;">Les efforts de surveillance comprennent</p> <p style="text-align: center;"><u>A cocher</u></p> <ul style="list-style-type: none">✓ La détection de nouvelles introductions d'ENI✓ La propagation des ENI établies et/ou invasives✓ La mesure de l'abondance/couverture/biomasse du ENI établi et/ou envahissant✓ L'impact des ENI établies et/ou envahissantes sur les communautés autochtones
--	--

8. Ce rapport est formulé en trois parties, à savoir :
- A. Critères d'évaluation pour la préparation des listes de vérification de référence pour l'évaluation de l'IC6 ;
 - B. Échelles de surveillance et d'évaluation qui examinent les échelles spatiales et temporelles pour la surveillance ;
 - C. Valeurs seuils de l'IC6 de l'IMAP qui examine les seuils potentiels dans différents scénarios vers l'OE2.

A. CRITÈRES D'ÉVALUATION

Portée : Élaborer les critères d'évaluation de l'IC6 de l'IMAP

9. Les critères d'évaluation pour la préparation des listes validées des ENI à utiliser pour évaluer le BEE comprennent a) les taxons (tous taxons ou l'exclusion du phytoplancton, parasites) ; b) les espèces à prendre en compte dans l'indicateur des tendances (espèces éteintes, espèces cryptogéniques, espèces crypto-expansion et douteuses) ; c) les voies à considérer (toutes les voies ou l'exclusion des espèces en expansion sans aide, par exemple les immigrants lessepsiens). En ce qui concerne les échelles temporelles d'évaluation (chaque année ou tous les 6 ans), la question est discutée à la section B.

10. Les discussions sur les critères d'évaluation sont basées sur les réponses aux questionnaires décrites précédemment. Les résultats sont présentés au figure 1 et résumés au tableau 3.

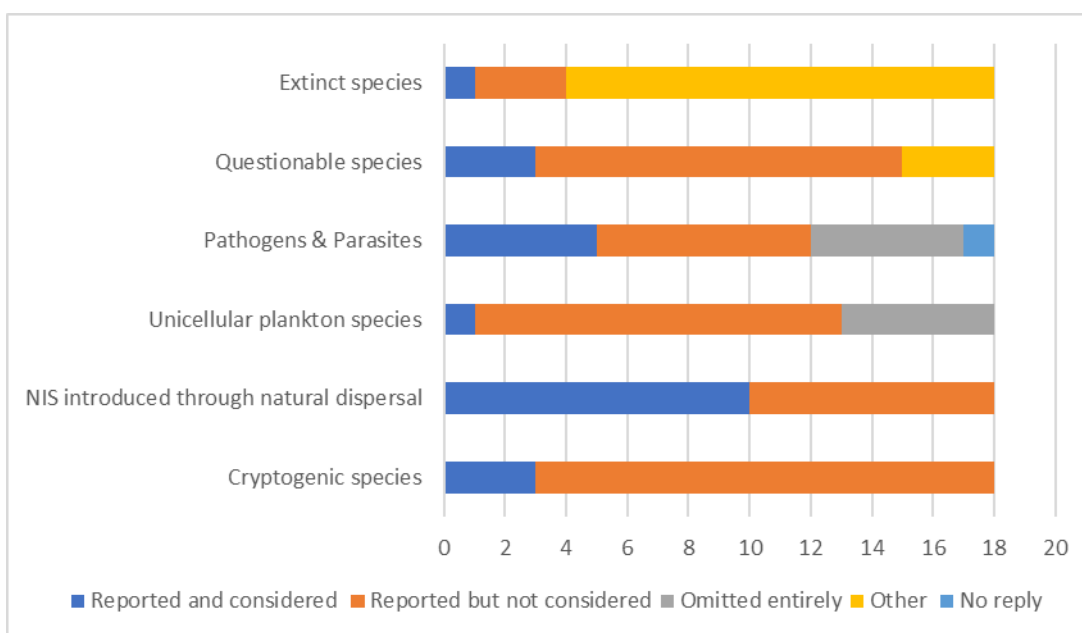


Figure 1 : Réponses aux questionnaires de 18 pays méditerranéens

A.1. Espèces cryptogéniques

11. Les espèces qui n'ont aucune preuve précise de leur statut d'indigène ou d'introduction selon Carlton (1996) sont le cas de certaines espèces dont on a été témoin dans le bon vieux temps (p. ex. avant 1800). Les exemples caractéristiques incluent les tarets *Teredo navalis* Linnaeus, 1758, l'une des premières espèces envahissantes de la Méditerranée et les envahisseurs marins les plus nuisibles dans le monde entier. Il n'est pas clair s'il a envahi l'Europe depuis l'Asie du Sud-Est ou s'il est originaire d'Europe et a envahi le reste du monde à partir de là. Souvent, les experts des ENI ne sont pas d'accord sur le statut d'une espèce cryptogénique dans une zone spécifique. Par conséquent, ces espèces peuvent être traitées comme non indigènes dans certains pays, tandis que dans les pays voisins, elles sont déclarées cryptogéniques ; c'est le cas du lièvre de mer *Bursatella leachii* Blainville, 1817, une espèce bien établie en Méditerranée qui est signalée comme cryptogénique en Libye et en Italie, mais non indigène en Grèce et à Chypre. En outre, le

statut cryptogénique peut être modifié dans le temps, sur la base de nouvelles données de recherche disponibles qui entrent en lumière, modifiant ainsi leur statut. Un bon exemple est celui de l'annélide *Chaetozona corona* Berkeley & Berkeley, 1941 : l'espèce a d'abord été déclarée cryptogénique en mer Méditerranée (Çinar & Ergen, 2007), mais elle a ensuite été signalée à partir de la côte atlantique orientale comme ENI qui a été introduite par la navigation de la côte Est des États-Unis (Le Garrec et al., 2017). Par conséquent, l'espèce peut être considérée comme une ENI établie dans la mer Méditerranée. Les espèces cryptogéniques n'ont pas été analysées dans les inventaires de référence de Tsiamis et al. (2019), mais elles ont simplement été répertoriées dans une annexe.

12. Selon le questionnaire, à l'exception de l'Algérie et du Monténégro, les experts nationaux des Parties contractantes à la Convention de Barcelone ont convenu qu'ils devraient être signalés mais non pris en compte dans l'évaluation de l'IC6 (figure 1). Israël a suggéré qu'elles soient signalées séparément des ENI, en attendant la preuve (identité taxonomique, statut), tandis que le Liban a suggéré que dans le cas où l'espèce a un impact significatif, il est préférable de donner une idée de cet impact positif ou négatif.

13. Suggestion. *Comme le statut des espèces cryptogéniques pourrait changer à l'avenir pour devenir ENI avec de nouvelles données qui pourraient voir le jour, elles devraient être incluses dans les listes des ENI, mais pas pris en compte dans l'évaluation du BEE en vertu de l'IC6, sauf s'il est prouvé qu'il s'agit d'une ENI.*

A.2. Espèces cryptogènes en expansion

14. Les espèces cryptogènes en expansion sont celles qui n'ont aucune preuve précise de leur statut indigène ou non indigène en raison d'un mode d'introduction peu clair de l'aire de répartition indigène (propagation naturelle ou par l'intermédiaire de l'homme) (Zenetos et al., 2020a). Dans le passé, ces espèces étaient classées soit comme espèces exotiques avec un degré élevé d'incertitude quant à leur mode d'introduction, soit comme cryptogènes, soit comme étant en expansion. Dans le cas d'une certaine introduction où l'origine est connue, mais la voie est douteuse, il est préférable d'assigner une espèce à la catégorie crypto-expansion. Le terme correspond aux meilleures espèces d'origine atlantique avec une distribution disjoncte. Un bon exemple est celui de la murène à crocs *Enchelycore anatina* (Lowe, 1838) qui est apparue en Israël dans les années 1970 et s'est établie en Méditerranée orientale, alors qu'elle s'est étendue à la Méditerranée centrale dans les années 2010 mais est toujours absente de la Méditerranée occidentale. Un autre exemple typique est celui du Sally-pied-léger *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853), l'une des espèces envahissantes les plus récentes en Méditerranée qui a été jusqu'ici signalée comme exotique. Pourtant, en raison de la grande incertitude quant à sa voie d'introduction (navires, évadés d'aquarium, expansion de l'aire de répartition), l'Italie et d'autres pays ont changé son statut de « cryptogénique ». En effet, au sens large et se basant sur Carlton 1996, l'espèce tombe également sous le terme cryptogénique. Toutefois, le terme crypto-expansion s'adapte mieux car il spécifie la cause de l'incertitude cryptogénique. Il y a beaucoup d'autres cas d'espèces de l'Atlantique Est qui, en raison de leur rareté, ne peuvent éliminer la possibilité qu'elles aient été introduites ces dernières années par l'interférence humaine, par exemple le Bernard-l'ermite tropical africain *Pagurus mbizi* (Forest, 1955) qui a été signalé de la mer d'Alboran (García Raso et al., 2014).

15. *Suggestion.* Le statut des espèces cryptogènes en expansion pourrait changer à l'avenir pour devenir ENI avec de nouvelles données qui viendraient au jour et donc elles devraient être inclus dans les listes des ENI, mais pas pris en compte dans l'évaluation du BEE.

A.3. Aire de répartition des espèces en expansion et erratiques

16. Par définition, les changements naturels dans les aires de répartition (par exemple, en raison du changement climatique ou de la dispersion par les courants océaniques) ne qualifient pas une espèce d'ENI. Cette catégorie concerne :

a) Espèces atlanto-méditerranéennes : Il existe de nombreuses espèces dans les listes Méditerranéennes des ENI, d'origine atlantique, qui ont élargi leur aire de répartition géographique par dispersion naturelle ; et

b) Espèces erratiques : Le terme « erratique » a été utilisé pour les grandes espèces appartenant au necton extracôtier (principalement les poissons perciformes, les requins, les grands céphalopodes et les mammifères marins) enregistrés occasionnellement comme animaux isolés.

17. Essl et al. (2019) ont proposé le terme « néonatif » pour les taxons qui se sont étendus géographiquement au-delà de leur aire de répartition indigène et qui ont maintenant établi des populations, dont la présence est due à des changements induits par l'homme de l'environnement biophysique, mais pas en raison du mouvement direct de l'homme, intentionnel ou non, ou de la création de corridors de dispersion tels que les canaux, les routes, les pipelines ou les tunnels.

18. Comme le terme est assez compliqué, nous suggérons l'utilisation du terme Expansion de l'aire de répartition. Les espèces en expansion de l'aire de répartition ont d'abord été incluses dans la première liste annotée d'espèces exotiques dans la Méditerranée, Zenetos et al. (2005, 2008), mais ont par la suite été exclues (Zenetos et al., 2012). Le tableau 2 comprend 35 taxons classés comme s'étendant sur l'aire de répartition et six comme espèces erratiques dans Zenetos et al. (2012). A cela se trouvent d'autres espèces, tandis que deux espèces ont été réassignées à d'autres catégories. En particulier, *Fistularia petimba* signalée d'Espagne, a été considérée comme espèce en expansion d'aire de répartition jusqu'à ce qu'elle ait été découverte en Israël (Stern et al., 2017) où elle est considérée comme un immigrant lessepsien. En revanche, le poisson-guitare de Halavi (*Glaucostegus halavi*), qui a été rapporté d'Égypte par Tortonese (1951), est ajouté à la liste comme un enregistrement très ancien d'une espèce erratique.

19. Dans des publications récentes portant sur les ENI, les espèces en expansion de l'aire de répartition sont inscrites sur la liste des espèces introduites et/ou des nouveaux arrivants, mais ne sont pas considérées comme des ENI (Evans et al., 2015 ; Grimes et al., 2018). Dans la Base de données sur les espèces exotiques envahissantes en Méditerranée (MAMIAS), les espèces en expansion de l'aire de répartition sont incluses, mais clairement classées comme telles.

20. *Suggestions.* Les espèces en expansion de l'aire de répartition ne devraient pas être incluses dans les listes des ENI pour évaluer le BEE.

Tableau 2 : Espèces en expansion d'aire de répartition et erratiques en Méditerranée. En gras, des changements récents.

group	Species	Zenetos et al. 2012		
Crustacea	<i>Cancer bellianus</i>		range expansion	2012, Spain: Carrido & Pena-Rivas in Mytilineou et al., 2016
Crustacea	<i>Scaphocalanus amplius</i>	range expansion	range expansion	
Crustacea	<i>Scaphocalanus brevisrostris</i>	range expansion	range expansion	
Crustacea	<i>Scolecithrix valens</i>	range expansion	range expansion	
Crustacea	<i>Sphaeroma venustissimum</i>	range expansion	range expansion	
Crustacea	<i>Synalpheus tumidomanus africanus</i>	range expansion	range expansion	
Echinodermata	<i>Coronaster briareus</i>		range expansion	2015, Malta: Evans et al, 2016
Echinodermata	<i>Luidia atlantidea</i>		range expansion	2013, Spain: Gallardo-Roldan et al., 2015
Elasmobranchii	<i>Carcharhinus altimus</i>	vagrant	vagrant	
Elasmobranchii	<i>Carcharhinus falciiformis</i>	vagrant	vagrant	
Elasmobranchii	<i>Galeocerdo cuvier</i>	vagrant	vagrant	
Elasmobranchii	<i>Glucostegus halavi</i>		vagrant	Egypt: Tortonese, 1951
Elasmobranchii	<i>Isurus paucus</i>	vagrant	vagrant	
Elasmobranchii	<i>Mobula japonica</i>		vagrant	2014, Tunisia: Capape, 2015
Elasmobranchii	<i>Rhizopteronodon acutus</i>	vagrant	vagrant	
Elasmobranchii	<i>Sphyma mokarran</i>	vagrant	vagrant	
Macroalgae	<i>Osmundea oederi</i>	range expansion	range expansion	
Miscellanea	<i>Oyba mccradyi</i>	range expansion	range expansion	
Miscellanea	<i>Brene viridula</i>	range expansion	range expansion	
Osteichthyes	<i>Acanthurus monroviae</i>	range expansion	range expansion	
Osteichthyes	<i>Aluterus monoceros</i>	range expansion	range expansion	
Osteichthyes	<i>Anarhichas lupus</i>	range expansion	range expansion	
Osteichthyes	<i>Beryx splendens</i>	range expansion	range expansion	
Osteichthyes	<i>Cephalopholis taeniosops</i>	range expansion	range expansion	
Osteichthyes	<i>Dicloglossa hexophthalma</i>	range expansion	range expansion	
Osteichthyes	<i>Diodon hystrix</i>	range expansion	range expansion	
Osteichthyes	<i>Diplodus bellottii</i>	range expansion	range expansion	
Osteichthyes	<i>Enchelycore anatina</i>	range expansion	Crypto-expanding	
Osteichthyes	<i>Fistularia petimba</i>	range expansion	ALIEN	
Osteichthyes	<i>Gephyroberyx darwini</i>	range expansion	range expansion	
Osteichthyes	<i>Gymnammodytes semisquamatus</i>	range expansion	range expansion	
Osteichthyes	<i>Halosaurus ovenii</i>	range expansion	range expansion	
Osteichthyes	<i>Kyphosus incisor</i>	range expansion	range expansion	
Osteichthyes	<i>Microchirus boscanion</i>	range expansion	range expansion	
Osteichthyes	<i>Pagellus bellottii</i>	range expansion	range expansion	
Osteichthyes	<i>Pisodonophis semianctus</i>	range expansion	range expansion	
Osteichthyes	<i>Scorpaena stephanica</i>	range expansion	range expansion	
Osteichthyes	<i>Seriola carpenteri</i>	range expansion	range expansion	
Osteichthyes	<i>Seriola fasciata</i>	range expansion	range expansion	
Osteichthyes	<i>Seriola rivoliana</i>	range expansion	range expansion	
Osteichthyes	<i>Solea senegalensis</i>	range expansion	range expansion	
Osteichthyes	<i>Sphoeroides marmoratus</i>	range expansion	range expansion	
Osteichthyes	<i>Sphoeroides pachygaster</i>	range expansion	range expansion	
Osteichthyes	<i>Synaptura lusitanica</i>	range expansion	range expansion	
Osteichthyes	<i>Syngnathus rostellatus</i>	range expansion	range expansion	
Osteichthyes	<i>Taractes rubescens</i>		range expansion	2014, Italy: Fiorentino et al. in Karachle et al., 2016
Osteichthyes	<i>Trachyscorpia cristulata echinata</i>	range expansion	range expansion	
Osteichthyes	<i>Zenopsis coxichifer</i>		range expansion	2004, Tunisia: Ben Souissi et al, 2007

A.4. Espèces partiellement indigènes

21. Plusieurs espèces sont indigènes dans un pays méditerranéen alors qu'elles ne sont pas indigènes dans d'autres pays méditerranéens. Un exemple typique est celui de la macro-algue *Fucus spiralis* Linnaeus. Aux frontières de son aire de répartition natale (Maroc et sud de l'Espagne), elle est considérée comme indigène (dispersion marginale), mais est exotique en France (Verlaque et al., 2015). Deux espèces de mollusques, sont considérées comme en partie exotiques en Méditerranée :

- *Gibbula albida* (Gmelin, 1791) a été considérée comme une espèce indigène de la mer Adriatique, mais exotique dans la mer Méditerranée occidentale en raison des récentes introductions dans le delta de l'Èbre (Espagne) et les lagunes méditerranéennes françaises (voir Zenetos et al., 2010). Des données moléculaires sont nécessaires pour élucider si les distributions passées et actuelles de *G. albida* en Méditerranée occidentale sont dues aux activités humaines.
- *Siphonaria pectinata* (Linné, 1758) est originaire de la Méditerranée du Sud depuis le détroit de Gibraltar, la côte africaine jusqu'en Algérie et la côte espagnole jusqu'à Murcie/Valence. Bien que l'espèce ait été considérée comme exotique en Croatie et en Grèce, l'aire de répartition historique connue de *S. pectinata* sensu stricto dans le bassin méditerranéen n'est pas claire et largement débattue (Crocetta, 2016). Cependant, en l'absence d'observations passées, il y a un accord général en considérant que les enregistrements grecs et croates sont le résultat d'une introduction induite par l'homme.

22. D'autres espèces qui entrent dans cette catégorie sont des espèces zooplanctoniques comme la méduse coloniale *Muggiaea atlantica* (Cunningham, 1892). Depuis le milieu des années 1980, *M. atlantica* a progressivement colonisé la Méditerranée occidentale (Riera et al., 1986) et l'Adriatique où elle était initialement considérée comme exotique (Kršinic et Njire, 2001). Cependant, sa présence est probablement en réponse à la variabilité hydrologique qui s'est produite sous le forçage des oscillations climatiques à grande échelle (Licandro et al, 2012).

23. **Suggestion :** L'ENI partiellement indigène devrait être signalée en vertu de l'IC6, mais être prise en considération au cas par cas lors de la mesure du BEE à l'échelle sous-régionale.

A5. ENI introduite par dispersion naturelle / Espèces lessepsiennes

24. Pour la plupart des espèces introduites par le canal de Suez, il existe une certaine incertitude quant au vecteur de leur introduction en Méditerranée. Nous appelons lessepsiens, les espèces de la mer Rouge qui ont envahi la Méditerranée. Dans la première zone, elles ont été détectées / signalées la voie qui leur a été assignée est Corridor. Lorsqu'elles se propagent aux pays / mers voisins, la voie la plus appropriée est « sans aide ». Cela s'applique bien aux poissons. Toutefois, dans de nombreux cas, rien n'indique que l'espèce soit exclusivement transférée sans aide et non par des activités humaines, comme le transport maritime (Palialexis et al., 2014).

25. A l'échelle pan-Européenne, Tsiamis et al. (2021b) ont suggéré que ces ENI soient signalée dans l'application D2C1. Toutefois, il y a eu un débat sur la façon dont ces ENI devraient également être prises en considération lors de la mesure du BEE en fonction du D2C1. Ce débat est plus intense dans les pays méditerranéens (figure 1). En dehors de Chypre, tous les pays levantins ont suggéré qu'elles soient incluses et prises en considération, faisant valoir qu'elles sont des ENI et nécessitent une gestion en tant que telle.

26. **Suggestion :** Les ENI sans aide devraient être traitées au cas par cas pour l'IC6 en fonction de la certitude des voies, de la disponibilité des données et de l'impact qu'elles ont causé. Par exemple, pour les espèces de poissons qui sont exclusivement transférées sans aide (véritables immigrants lessepsiens), ces données devraient être omises. Toutefois, les ENI qui figurent sur la liste des préoccupations du Règlement 1143/2014 sur les espèces exotiques envahissantes de l'UE, tels que le poisson-chat à anguille rayée *Plotosus lineatus* (Thunberg, 1787) et le poisson-bouffon *Lagocephalus sceleratus* (Gmelin, 1789)

(candidat à l'inclusion en 2021) doivent être déclarées et prises en considération pour le BEE dans les évaluations de l'IC6. Il a également été suggéré qu'une liste de poissons lessepsiens parmi les poissons envahissants ayant un impact considérable documenté sur la biodiversité soit préparée et approuvée par les pays pour qu'ils soient inclus dans l'évaluation du BEE.

6. Espèces unicellulaires de plancton

27. L'introduction de microalgues marines en Méditerranée est difficile à documenter. La liste des taxons indo-pacifiques en Méditerranée (Lakkis & Zeidane, 2004) est pleine d'espèces douteuses ou mal connues. Zenetos et al. (2005) ont compilé une longue liste d'espèces phytoplanctoniques (exotiques, cryptogéniques et douteuses) qui, dans les mises à jour subséquentes, ont été supprimées (Zenetos et al., 2010). Les invasions de phytoplancton restent totalement inaperçues dans le cas des espèces rares, qui font partie intégrante de la biodiversité phytoplanctonique dans toutes les mers. En outre, pour prouver qu'une espèce est exotique cela nécessite une connaissance de fond très solide de l'espèce d'une zone donnée. Malheureusement, la diversité des microalgues marines est à peine connue dans de vastes régions de la mer Méditerranée, par exemple sur les rives sud, où seuls quelques sites ont été étudiés, ou dans les eaux extracôtières, où les études se limitent à des échantillonnages occasionnels pendant les croisières. Même dans les eaux du nord de la Méditerranée, la connaissance de la répartition de ces organismes unicellulaires dans une région donnée est loin d'être exhaustive (Zenetos et al., 2010).

28. La plupart des listes de contrôle récentes sur les ENI méditerranéennes ont exclu les taxons unicellulaires (Zenetos et al., 2017 ; Galil et al., 2018) parce que l'origine de nombreux taxons unicellulaires est incertaine et sujette à révision. Récemment, Gomez (2019) a soutenu que la plupart des diatomées et des dinoflagellés rapportés dans la littérature comme ENI sont en fait des exemples de dispersion marginale associée aux événements climatiques au lieu des introductions d'espèces provenant de régions éloignées. Il a conclu que le nombre d'espèces non indigènes de phytoplancton dans les mers européennes a été excessivement gonflé.

29. En réponse au questionnaire, cinq pays ont proposé l'omission d'espèces unicellulaires de plancton jusqu'à ce que les preuves moléculaires clarifient l'identité taxonomique et biogéographique. À l'exception de la Turquie qui a suggéré d'examiner pleinement le phytoplancton, tous les autres pays ont fait savoir qu'ils étaient signalés, mais qu'ils n'avaient pas été pris en considération dans l'évaluation du BEE (figure 1).

30. Suggestion : *Il est proposé que l'ENI unicellulaire de plancton soit traitée avec prudence (par exemple, marquée avec une grande incertitude) jusqu'à ce que d'autres recherches clarifient leur statut énigmatique. Par conséquent, leur examen dans l'évaluation du BEE devrait être décidé au cas par cas.*

A.7. Pathogènes et parasites

31. Les pathogènes et les parasites ont été inclus dans les listes des ENI en Méditerranée, tant au niveau du bassin (Zenetos et al., 2008) qu'au niveau des pays (p. ex. Libye : Shakman et al., 2019 ; Tunisie : Ounifi-Ben Amor et al., 2016 ; Israël : Galil et al., 2020). La Directive sur la santé des animaux aquatiques

(2006/88/CE ; L'UE, 2006) couvre les pathogènes et les parasites sur les animaux d'élevage marins, mais en Méditerranée et en particulier dans les sous-régions orientales et centrales, la grande majorité des parasites exotiques sont des plathelminthes, tous signalés comme des parasites du poisson, qui ont envahi la Méditerranée par le canal de Suez sur les hôtes immigrants de la mer Rouge. Les ENI parasites peuvent avoir des répercussions importantes sur les collectivités autochtones. El-Rashidy & Boxshall (2009) ont fourni des preuves de parasites étrangers passant à des hôtes indigènes.

32. Les réponses aux questionnaires variaient (figure 1), mais la majorité suggérait omission ou inclusion dans la liste, mais ne devraient pas être prises en considération dans la mesure du BEE. Cinq pays (EL, TR, IL, LY, AL) ont suggéré qu'ils soient inclus et pris en considération. Israël a fait valoir que les parasites sont importants sur le plan écologique et économique et qu'en tant que tels, ils devraient être signalés.

33. Suggestion : *Les parasites et les ENI nuisibles devraient être signalés en vertu de l'IC6, mais pris en considération lors de la mesure du BEE au cas par cas - à l'exclusion des parasites et des pathogènes qui relèvent de la Directive sur la santé animale, par exemple ceux transférés avec des huîtres et des moules.*

A.8. Espèces douteuses

34. Les espèces douteuses sont les espèces dont le statut taxonomique n'est pas résolu: complexes d'espèces ou entrées non validées d'ENI provenant de la science citoyenne, ou dossiers non étayés par des études morphologiques et sans matériel de référence, et qui, dans la plupart des cas, sont susceptibles d'être des erreurs d'identification des espèces indigènes; ou des dossiers montrant des écarts dans la morphologie et/ou l'écologie qui pourraient suggérer l'apparition d'une espèce indigène non décrite négligée. De nombreuses espèces de polychètes entrent dans cette catégorie. Les espèces douteuses n'ont pas été analysées plus avant dans la ligne de base de Tsiamis et al. (2019), mais elles ont simplement été répertoriées dans une annexe.

35. Les données douteuses sont incluses dans MAMIAS et dans de nombreuses listes méditerranéennes des ENI (Langeneck et al., 2020 ; Stulpinaite et al., 2020). Selon Tsiamis et al. (2021b), il y a eu un accord unanime pour signaler les espèces douteuses, mais ne pas les considérer lors de la mesure du BEE. La Grèce, Chypre et l'Algérie ont suggéré l'inclusion, mais la majorité des experts nationaux ont suggéré qu'ils soient énumérés mais non pris en considération tant que leur statut n'est pas résolu, ou omis des listes ENI (figure 1). Le Liban a suggéré que dans le cas où l'espèce non indigène a un impact significatif, il est préférable de donner une idée de cet impact positif ou négatif.

36. Suggestion : *Comme le statut des espèces douteuses pourrait changer à l'avenir pour devenir ENI avec de nouvelles données à venir à la lumière, ils devraient être inclus dans les listes des ENI, mais pas pris en compte dans l'évaluation du BEE jusqu'à ce que le statut d'une espèce particulière soit entièrement résolu.*

A.9. Espèces éteintes

37. Dans la série de l'atlas de la Commission scientifique méditerranéenne (CIESM), les espèces exotiques enregistrées avant 1920 (d'origine indo-pacifique) ou 1950 (d'origine tropicale atlantique) ont été exclues comme éteintes. Dans le cas d'un examen continu, toute espèce signalée une seule fois avant 1970 est retirée des listes des ENI. En outre, pour les mollusques, tout enregistrement basé sur des coquilles vides signalées une seule fois avant 2010 est exclu (Zenetos et al. en préparation). Cependant, toutes les espèces disparues et exclues sont marquées comme telles avec un faible niveau de confiance.

38. Tsiamis et al. (2021b) ont convenu que ces espèces devraient faire l'objet d'études en termes de : a) dates d'anciens enregistrements, b) continuité des enregistrements, c) taille de l'espèce, d) difficulté à l'identification taxonomique, e) les conditions et caractéristiques de la région, f) l'effort de surveillance et sa continuité, et g) la voie d'introduction possible, par exemple les très anciens enregistrements d'espèces libérées des aquariums devraient être exclus.

39. Selon les réponses au questionnaire, la plupart des pays (14/18) ont suggéré que la décision soit prise espèce par espèce en fonction du taxon, de l'effort de recherche, des données régionales, etc.

40. **Suggestion :** *En accord avec Tsiamis et al. (2021b), la majorité des experts nationaux ont proposé d'inclure ces espèces dans les rapports, au cas par cas sur la base des données disponibles (figure 1).*

A.10. Espèces d'eau douce

41. Dans le premier inventaire de référence de l'UE pour le D2 (Tsiamis et al., 2019), les espèces d'eau douce n'ont pas été prises en compte bien qu'elles aient été incluses par plusieurs Etats membres lorsque ces espèces ont également été trouvées dans leurs eaux côtières. Des exemples d'espèces d'eau douce signalées dans les lagunes méditerranéennes sont le crabe chinois à mitaines *Eriocheir sinensis* (H. Milne Edwards, 1853), l'écrevisse rouge des marais *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) et le tilapia du Nil *Oreochromis niloticus* (Linné, 1758). Bien que ces espèces vivent dans des écosystèmes d'eau douce, elles peuvent résister aux eaux saumâtres et habiter les habitats estuariens. *Eriocheir sinensis*, qui a été signalé de France et d'Italie, était à ce jour absent des listes des espèces exotiques marines jusqu'à ce qu'il réapparaisse dans l'Adriatique (Crocetta et al., 2020). Une population non détectée déjà en plein essor dans la région est soupçonnée, comme la mer Adriatique pourrait être une nouvelle maison parfaite pour cet envahisseur. *Procambarus clarkii*, qui figure avec *E. sinensis* dans la liste des espèces préoccupantes de l'Union conformément à la réglementation (EUR-lex, 2016), est présent dans un lagon côtier méditerranéen du parc naturel d'Albufera, à Valence, en Espagne depuis 1976 et reste présent depuis quatre décennies (Martín-Torrijos et al., 2021). *Oreochromis niloticus* est présent dans la lagune côtière de l'Italie (Azzurro & Cerri, 2021) et de la Turquie (Innal, 2020).

42. **Suggestion :** *Les évaluations de l'IC6 devraient inclure tous les ENI trouvées indépendamment de leur statut marin/d'eau douce à condition qu'elles se trouvent dans les systèmes côtiers du pays*

Tableau 3 : Résumé des réponses au questionnaire

Catégories d'espèces	A rapporter	À prendre en considération pour l'évaluation
Cryptogène	Oui	Non
Crypto-expansion	Oui	Non
À expansion de l'aire de répartition	Non	Non
Partiellement indigène	Oui	Par cas
ENI introduite par dispersion naturelle	Au cas par cas	Par cas
Douteuse	Oui	Non
Algues marines unicellulaires	Oui	Par cas
Parasites	Oui	Par cas
Espèces éteintes	Au cas par cas	Par cas
Eau douce	Oui	Par cas

43. Parmi les catégories ci-dessus, il est suggéré que les espèces **partiellement indigènes, l'ENI introduite par dispersion naturelle, les algues marines unicellulaires, les parasites, les espèces éteintes et d'eau douce** devraient être pris en considération dans les évaluations de l'IC6 au cas par cas.

B. ÉCHELLES DE SURVEILLANCE ET D'ÉVALUATION

Portée:

- Réviser l'échelle actuelle de surveillance et poursuivre les travaux sur l'élaboration d'échelles adéquates de surveillance pour l'IC de l'IMAP lié aux ENI
- Développer l'échelle d'évaluation

B1. Unité géographique pour la mise en œuvre de l'IC6

44. L'évaluation des valeurs seuils basée sur l'indicateur de tendances (IC6) calculé à ce jour peut être réalisée au niveau du bassin et du pays, bien qu'il soit plus significatif d'être évalué au niveau de la partie nationale d'une sous-région, par exemple **la Grèce** : EMED, CMED, ADRIA; **Italie**: WMED, CMED, ADRIA, **Tunisie**: WMED, CMED. Pour les frontières entre sous-régions, voir figures 2.

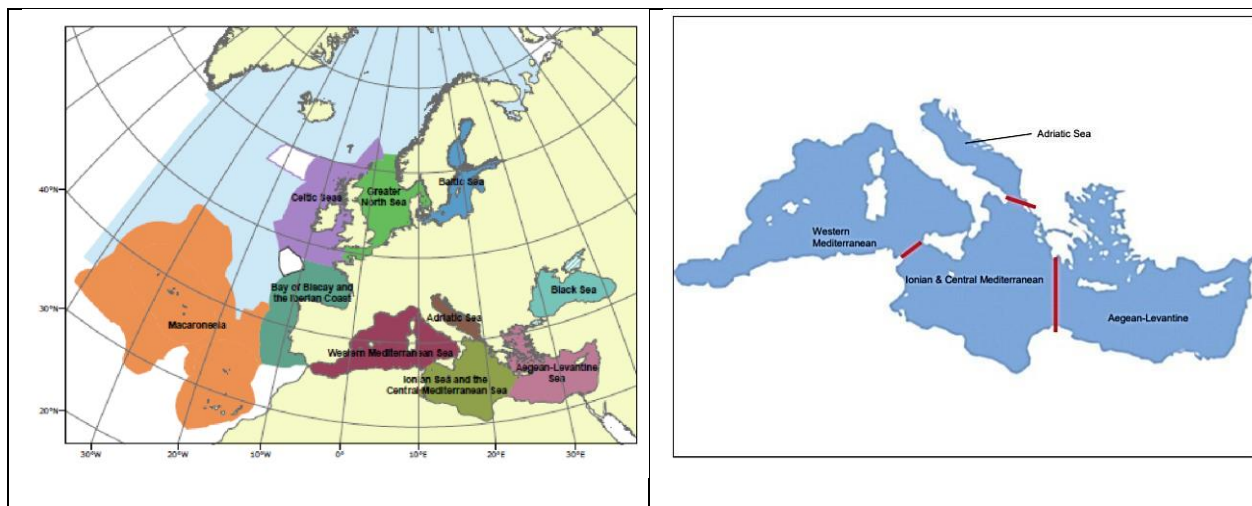


Figure 2. gauche : Représentation des régions marines et des sous-régions de l'article 4 de la DCSMM. (de Jensen et al., 2017) - droite: Sous-régions de l'EcAp pour la Méditerranée adoptées par les Parties contractantes de la Convention de Barcelone (Décision IG.20/4, 2012)¹

45. Suggestion : *Les frontières géographiques des sous-régions méditerranéennes de l'EcAp sont entièrement harmonisées avec celles des pays de l'UE et adoptées par l'Agence européenne pour l'environnement (Jensen et al., 2017). (Figure 2).*

B.2. Surveillance des ENI marines

46. La surveillance de l'ENI devrait généralement commencer à l'échelle localisée, comme les « zones intermédiaires » pour les introductions d'espèces non indigènes. Ces zones comprennent les ports et leurs environs, les quais, les marinas, les installations aquacoles, les sites d'effluents des centrales électriques

¹ Clause de non responsabilité : Les désignations employées et la présentation de documents dans cette publication n'impliquent aucune opinion de la part du Secrétariat des Nations Unies concernant le statut juridique d'un pays, d'un territoire, d'une ville ou d'une région ou de ses autorités, ni concernant la délimitation de ses frontières ou de ses frontières.

chauffées, les structures extracôtières. Les zones d'intérêt particulier telles que les aires marines protégées, les lagunes, etc. peuvent être sélectionnées au cas par cas, selon la proximité de l'introduction d'espèces non indigènes. La sélection des sites de surveillance doit donc être basée sur une analyse préalable des points « d'entrée » les plus probables des introductions et des zones à risque susceptibles de contenir un nombre élevé d'espèces exotiques. (Programme de surveillance et d'évaluation intégrées de la mer et des côtes méditerranéennes et critères d'évaluation connexes, ONU Environnement / PAM Athènes, Grèce, 2017).

47. Avec l'application de l'approche fondée sur les risques, il est possible d'obtenir une vue d'ensemble des ENI présentes sur une large étendue spatiale tout en ne surveillant qu'un nombre relativement restreint de localités. Alors que les protocoles d'évaluation rapide (Pedersen et al., 2003 ; Ashton et al., 2006) ciblent tous les taxons de macro-invertébrés contaminants, les « enquêtes d'évaluation rapide » ciblent une liste prédéfinie d'espèces, impliquent une équipe d'experts sur place et durent généralement une heure (Katsanevakis et al., 2011). En tant que méthode de surveillance la plus efficace, il est suggéré de mener une enquête d'évaluation rapide (RAS) dans les zones à risque (par exemple, les ports et leurs environs, les quais, les marinas, les installations d'aquaculture, les sites d'effluents des centrales électriques chauffées, les structures offshore).

48. Les fiches d'information de l'IMAP sur les indicateurs communs (biodiversité et pêche) proposent que la surveillance des « points chauds » et des « zones intermédiaires » pour les introductions d'ENI impliquerait généralement un effort de surveillance plus intense, par exemple, échantillonnage au moins une fois par an dans les ports et leur zone élargie et une fois tous les deux ans dans les petits ports, marinas et sites d'aquaculture.

49. Pour l'estimation de l'indicateur commun 6, il est important que les mêmes sites soient étudiés à chaque période de surveillance, sinon l'estimation de la tendance pourrait être biaisée par des différences entre les sites. Les méthodes de surveillance standard traditionnellement utilisées pour les études biologiques marines, y compris, mais sans s'y limiter, les études sur le plancton, la benthique et les salissures décrites dans les directives et manuels pertinents sont suggérées pour l'étude des ENI.

50. A l'échelle du bassin, les protocoles de surveillance de l'IC6 de l'IMAP sur les ENI en Méditerranée ont été élaborés et approuvés par les Parties contractantes à la Convention de Barcelone en 2019 dans le cadre du processus EcAp / IMAP (UNEP / MED WG.467 / 16 (2019) « Protocoles de surveillance des indicateurs communs de l'IMAP relatifs à la biodiversité et aux espèces non indigènes »).

51. Dans certains pays méditerranéens de l'UE, des protocoles de surveillance sont utilisés dans la mise en œuvre des politiques de l'UE telles que la Convention sur la gestion de l'eau de Ballast, la directive-cadre de l'UE sur l'eau et la DCSMM. Ces méthodes peuvent être utiles pour l'estimation de l'IC 6. Le projet BALMAS de l'UE a fourni des lignes directrices pour la surveillance des ENI dans les eaux de ballast (David et Gollasch, 2015). Un protocole international standard de surveillance des espèces d'encrassement sessile, élaboré par le Centre de recherche environnemental de (SERC), le protocole SERC, a été utilisé pour la première fois à la Spezia, en Mer Méditerranée (Tamburini et al., 2019). La deuxième école d'été sur la surveillance des espèces marines exotiques dans les ports avec le protocole SERC, organisée par l'Université de Pavie (Italie) et le SERC (les Etats-Unies), est prévue à Pavie (Italie), du 28 juin au 2 juillet 2021 (<http://aliensummerschool.unipv.it>).

52. La compilation des contributions des scientifiques citoyens, validée par des experts taxonomiques, peut être utile pour évaluer les étendues géographiques des espèces établies ou pour enregistrer rapidement de nouvelles espèces. Les récents développements en science citoyenne (CS) offrent l'occasion d'améliorer

la circulation des données et les connaissances sur les ENI. Parallèlement, les progrès technologiques, en particulier les applications d'enregistrement et de téléphone intelligent en ligne, ainsi que le développement des réseaux sociaux (tableau 4), ont accru la connectivité, tandis que de nouvelles techniques d'analyse innovantes sont en train d'émerger pour assurer une gestion, une visualisation, une interprétation, une utilisation et un partage appropriés des données (Roy et al., 2018).

Tableau 4. Réseaux de science citoyenne/ Groupes Facebook en Méditerranée, en se concentrant sur / y compris ENI, qui sont actifs au niveau national ou du bassin.

Nom de science citoyenne	Directeur	Couverture géographique	lien
Oddfish	Groupe FB	Méditerranéen	https://www.facebook.com/groups/1714585748824288/
Is it Alien to you? Share it!!!	ONG	Grèce et Chypre	https://www.facebook.com/groups/104915386661854/
Mediterranean Marine Life	Groupe FB	Méditerranéen	https://www.facebook.com/groups/396314800533875/
البحر اللبناني —Sea Lebanon	Groupe FB	Liban	https://www.facebook.com/groups/109615625861815/
Marine Life and Biodiversity in Lebanon	Groupe FB	Liban	https://www.facebook.com/groups/351425191625456/
Invasive Species in Albanian Coast	ONG	Albanie	https://www.facebook.com/groups/1377118565724588/
AlienFish	ONG	Italie	https://www.facebook.com/alienfish/?ref=br_rs
Marine Biology in Libya	ONG	Libye	https://www.facebook.com/MarineBiologyinlibya/
Aliens in the Sea	Projet	Italie	https://www.facebook.com/Progetto-Aliens-in-the-sea
Spot the Alien	Groupe FB	Malte	https://www.facebook.com/aliensmalta/
Ellenic Network on Aquatic Invasive Species (ELNAIS)	Réseau	Grèce	https://elnais.hcmr.gr/
Seawatchers	Plate-forme web	Méditerranéen	https://www.observadoresdelmar.es/
MedMIS	UICN	Méditerranéen	http://www.iucn-medmis.org/?c=About/show
Opisthobranchia	Réseau	Méditerranéen	https://opistobranquis.info/en/
Hellenic Conches	Malacologues	Grèce	https://www.facebook.com/groups/helleniconches/
i-naturalist	Plate-forme web	Global Méditerranéen	https://www.inaturalist.org/

53. La surveillance des ENI marines diffère d'un pays méditerranéen à l'autre. Selon les questionnaires, à ce jour, un seul pays méditerranéen dispose d'un système de surveillance des ENI marines appliqué entièrement au niveau national (tableau 5), tandis que cinq pays n'ont pas de surveillance en cours d'exécution ou du moins pas encore mis en œuvre. En Algérie, par exemple, le réseau de zones d'observation et de stations d'échantillonnage a été identifié dans le programme algérien de surveillance mais n'a pas encore été mis en œuvre. En Tunisie, le Ministère de l'Environnement avait établi « la stratégie et un plan d'action pour la prévention, la gestion et le contrôle des espèces exotiques envahissantes en Tunisie » depuis 2018, mais la mise en œuvre pourrait prendre un certain temps. Toutefois, des initiatives individuelles sont menées dans les zones sensibles (lagunes, ports, marinas et AMP).

54. D'autre part, la majorité des pays n'ont pas de stratégie spécifique, mais ont une stratégie de surveillance comprenant les ENI marines appliquée soit dans les zones à risque du pays, soit dans des sous-régions spécifiques par le biais d'un réseau connexe de stations d'échantillonnage, par exemple le golfe Saronikos en Grèce. Les points chauds pour la surveillance des ENI comprennent principalement les ports et les aires marines protégées (tableau 6). Les données relatives aux ENI dans la majorité des pays, où aucune surveillance n'est en place, proviennent principalement de divers projets de recherche. Dans les pays de l'UE, les données des ENI proviennent de la surveillance sous la DCE et/ou la DCSMM.

Tableau 5. Stratégie de surveillance des ENI marines en Mer Méditerranée

	CY	EL	ES	FR	IT	HR	MT	SI	EG	LY	LB	DZ	MA	IL	TN	AL	ME	TR
Surveillance des ENI à l'échelle nationale complète par l'entremise d'un réseau de stations d'échantillonnage						1												
Surveillance des ENI uniquement dans des sous-régions spécifiques du pays par l'intermédiaire d'un réseau de stations d'échantillonnage										1	1							
Surveillance des ENI uniquement dans les zones les plus chaudes du pays	1	1	1	1	1		1	1	1			1						1
Il n'existe pas de surveillance dédiée aux ENI													1	1	1	1	1	

Tableau 6. Points chauds pour la surveillance marine des ENI en mer Méditerranée. (NA = pas de surveillance)

	CY	EL	ES	FR	IT	HR	MT	SI	EG	LY	LB	DZ	MA	IL	TN	AL	ME	TR
Ports		1	1	1	1		1	1	1	1		1						
Unités aquacoles				1	1			1										
Aires marines protégées	1		1				1		1	1		1						1
Autres			1					1	1			1	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	

55. Les cibles de la surveillance des ENI comprennent principalement la détection de nouvelles ENI et la mesure de l'abondance/couverture/biomasse des ENI établies et/ou envahissantes (figure 3).

56. De nombreux pays étudient les ENI (couverture, impact) par l'étude d'habitats spécifiques, par exemple le Maroc sous la surveillance de certains habitats clés tels que le coralligène et les herbiers marins ; Tunisie en surveillant les algues et les phanérogame et dernièrement la faune. Les études sont souvent menées dans le cadre de thèses de mastère et de doctorat.

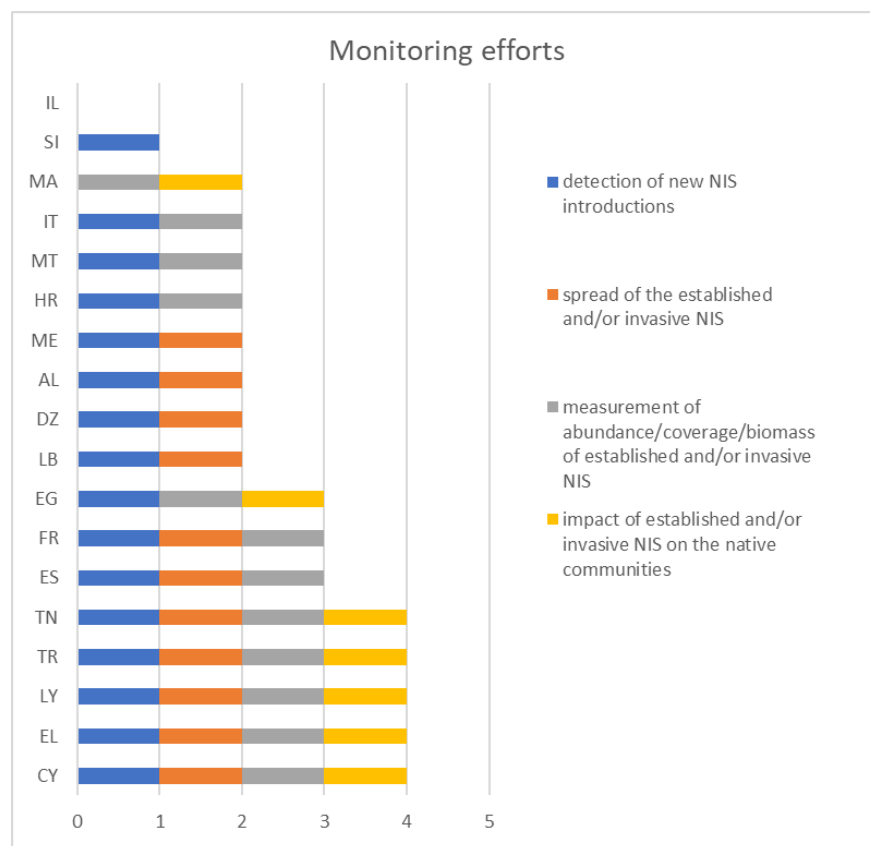


Figure 3. Objectifs de la surveillance des ENI marines en Méditerranée tels que rapportés par les pays. Israël et le Monténégro n'ont pas répondu car ils ont déclaré qu'il n'y avait pas de surveillance en place à réviser avec de nouvelles données ME.

B3. Période d'évaluation pour la mise en œuvre de l'IC6

57. Sur la base des critères d'évaluation de l'UE (2017) pour le D2, la période d'évaluation couvre une période de 6 ans mesurée à partir de l'année de référence telle qu'indiquée pour l'évaluation initiale (2011, déclarée en 2012). Toutefois, tous les pays de l'UE n'ont pas déclaré en 2012 pour la période 2006-2011 ; ni en 2018 pour la période 2012-2017 (Tsiamis et al., 2021a). Compte tenu des délais de déclaration des ENI, qui varient beaucoup (figure 4) entre les pays méditerranéens et les groupes taxonomiques (Zenetos et al., 2019), une base de référence pour l'IC6 de l'IMAP devrait être suffisamment couverte (être représentative du statut des ENI d'ici **2017**). Les Etats membres de l'UE ont convenu que la prochaine évaluation devrait couvrir la période 2018-2023. Pour des raisons d'uniformité et d'harmonisation, la période d'évaluation de l'IC6 devrait être la même dans tous les pays méditerranéens.

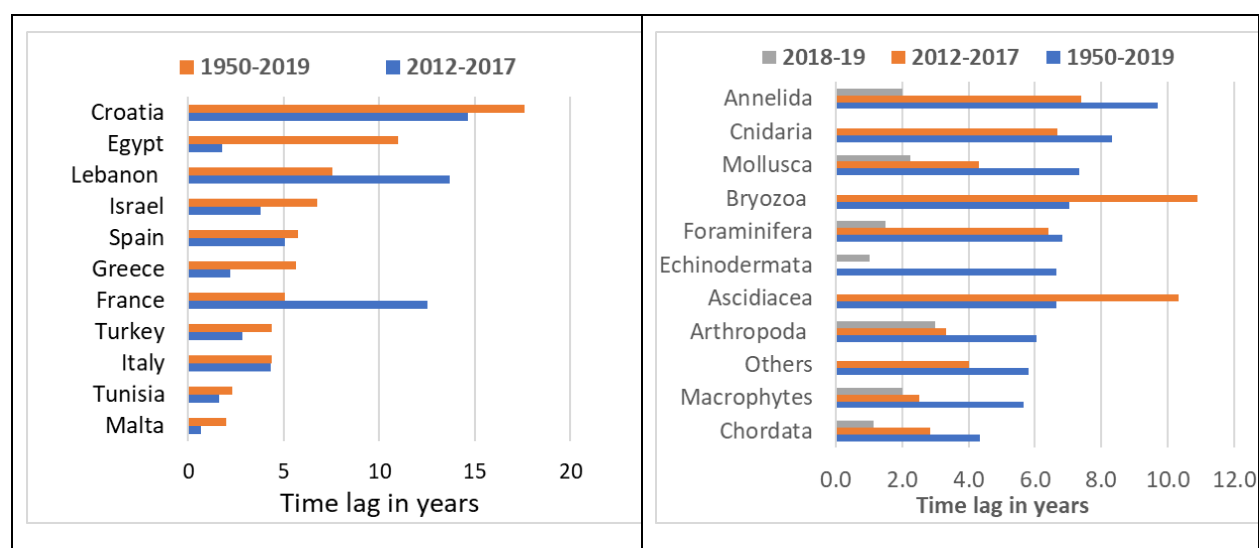


Figure 4. Délai moyen de déclaration des ENI en association avec le pays (à gauche) de leur première collecte en Méditerranée et leurs principaux groupes taxonomiques (à droite). Source : Zenetos et al., 2019

58. Il manque des évaluations de l'IC6 dans les pays méditerranéens non-membres de l'UE, mais les tendances en matière de nouvelles introductions peuvent être déduites des publications récentes [Algérie (Grimes et al., 2018 ; Bensari et al., 2020 ; Bakalem et al., 2020, Libye (Shakman et al., 2019) ; Monténégro (Petović et al., 2019 ; Pešić et al., 2020) ; Israël (Galil et al., 2020)], et mises à jour. La figure 5 illustre le nombre cumulatif des ENI en Libye et en Algérie, tandis que la figure 6 montre les tendances de nouvelles ENI comme l'exige l'IC6.

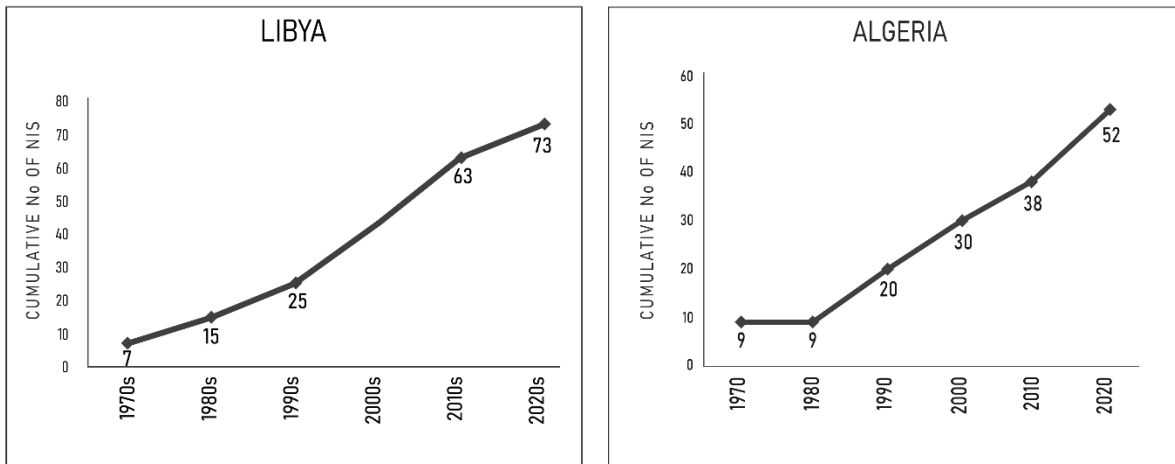


Figure 5. Tendence cumulative des ENI signalée pour la Libye (Shakman et al., 2019) et l'Algérie (Grimes et al., 2018 ; Bensari et al., 2020 ; Bakalem et al., 2020).

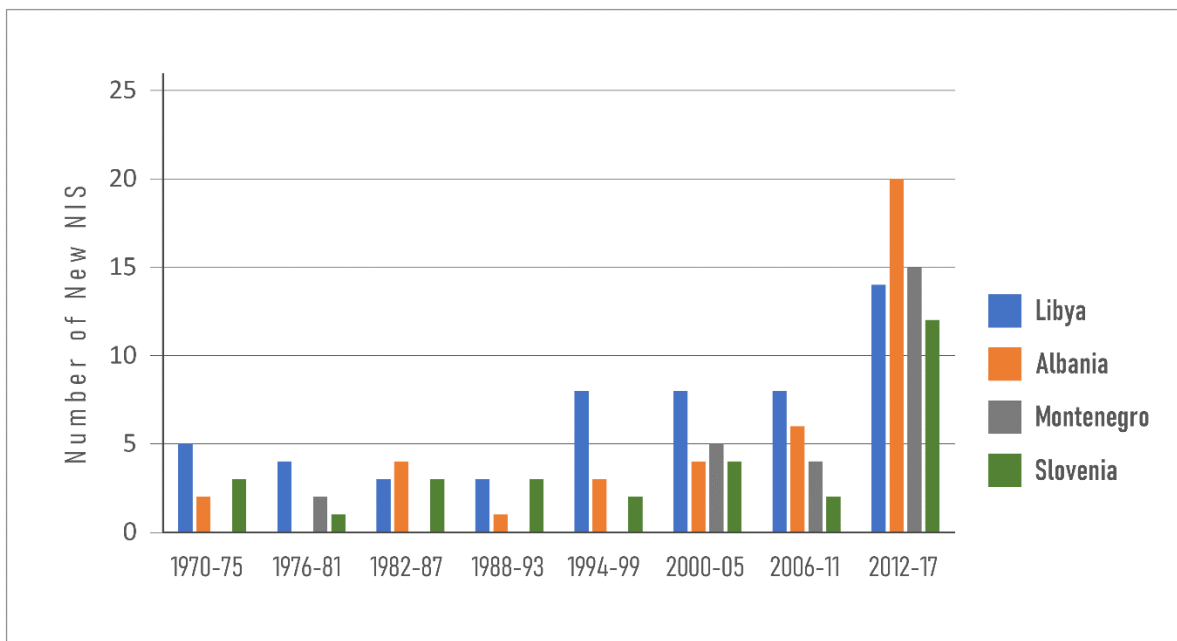


Figure 6. Tendances des nouvelles ENI marines par 6 ans depuis 1970 (source : base de données HCMR)

59. Le nombre élevé de nouvelles ENI dans tous les pays est clairement le résultat d'un effort scientifique accru. En Slovénie, au Monténégro et en Albanie, par exemple, environ la moitié des ENI détectés jusqu'en 2017 sont le résultat du projet BALMAS (Système de gestion des eaux de ballast pour la protection de la mer Adriatique) qui s'est ouvert entre novembre 2013 et mars 2016 (Petović et al. 2019 ; Spagnolo et al., 2019). D'autre part, des recherches récentes dans le port de Tripoli (Libye) et la contribution de la science citoyenne (Mannino et al., 2021) ont révélé plus de 13 nouvelles ENI au cours des trois dernières années (2018-2020), dont certaines, telles que les gastropodes *Cerithium scabridum* (Philippi,

1848) et *Diodora ruppellii* (G.B. Sowerby, 1835) font partie des envahisseurs méditerranéens plus âgés (connus respectivement depuis 1883 et 1939) qui n'ont vraisemblablement pas été détectés (Rizgalla et al., 2019a,b). Par conséquent, pour certains pays, **même 2017 comme l'année de référence, semble être prématurée.**

60. Compte tenu de toutes les voies d'introduction, il est clair que le taux de nouvelles introductions diffère considérablement d'une sous-région à l'autre et augmente avec le temps (Zenetos et al., 2012). Toutefois, comme l'a rapporté Zenetos (2019), cette augmentation n'implique pas nécessairement une introduction croissante, mais plutôt un effort scientifique croissant.

61. Suggestion : Pour l'harmonisation des évaluations entre les pays de l'UE et ceux des pays non-membres de l'UE, il est proposé de maintenir les principales périodes d'évaluation proposées pour l'UE (Tsiamis et al., 2021b) mais de prendre 2017 comme base de référence (année de référence).

Indicateur de synthèse : Nombre de nouvelles ENI

Échelle de surveillance et d'évaluation	
Géographique	Au niveau national et sous-régional
Année de référence	Au moins 2017 comme base
Fréquence de rapportage	Tous les six ans

C. VALEURS SEUILS DE L'OE2/IC6 de l'IMAP « ESPÈCES NON INDIGÈNES »

Portée : Développer les valeurs seuils pour l'IC de l'IMAP liée aux ENI

62. Afin de définir les valeurs seuil, des listes validées des ENI sont nécessaires. L'UE a préparé ces listes validées en tenant compte autant que possible de tous les critères susmentionnés (Tsiamis et al., 2019; 2021b). Les informations sur les dates des premières introductions et les voies d'introduction des ENI peuvent être utilisées pour établir des seuils pour D2/IC6 en analysant les tendances temporelles des nouvelles introductions des ENI. Au niveau de l'IMAP, des listes de référence validées par des experts nationaux sont en cours de préparation. Lors de la préparation de ces listes, la littérature publiée et la littérature grise ont été prises en compte.

63. Selon la décision de la Commission (UE) 2017/848 du 17 mai 2017, « le nombre d'espèces non indigènes **nouvellement introduites par l'activité humaine** dans la nature, par période d'évaluation (6 ans), mesuré à partir de **l'année de référence** comme déclarée pour l'évaluation initiale au titre de l'article 8, paragraphe 1, de la directive 2008/56 / CE, **est réduite au minimum et, si possible, réduite à zéro** ». En outre, « les États membres **établissent la valeur seuil** pour le nombre de nouvelles introductions d'espèces non indigènes, dans le cadre d'une coopération régionale ou sous-régionale ».

64. Comme indiqué par Tsiamis et al. (2021b), pour établir les valeurs seuils, le pourcentage de réduction des nouvelles ENI peut être utilisé. La valeur exacte du pourcentage de réduction doit être décidée à l'échelle régionale et /ou sous-régionale, en fonction de la pression des voies d'introduction et du niveau de surveillance de la couverture de chaque région / sous-région. Le nombre des périodes de cycle de 6 ans précédentes qui serviront de base pour définir le pourcentage de réduction des nouvelles ENI devrait être idéalement long, par exemple, à partir des années 1970. Cependant, le nombre exact des périodes de cycle de 6 ans précédentes doit être décidé à l'échelle régionale et/ou sous-régionale, sur la base de l'historique de la surveillance et de l'intensité des parcours dans chaque région/sous-région.

65. Au niveau méditerranéen, selon la description de l'IC6 de l'IMAP, « la tendance de la distribution spatiale » est définie comme le changement interannuel de la « superficie » marine totale occupée par une espèce non indigène. Pour estimer l'IC 6, une analyse des tendances (analyse des séries chronologiques) des données de surveillance disponibles doit être effectuée, visant à extraire le modèle sous-jacent, qui peut être masqué par le bruit. Une analyse de régression formelle est l'approche recommandée pour estimer ces tendances. Cela peut être fait par une simple analyse de régression linéaire ou par des outils de modélisation plus compliqués (lorsque des ensembles de données riches sont disponibles), tels que des modèles linéaires généralisés ou additifs.

66. Les unités d'indicateurs ont été définies dans la fiche descriptive d'orientation de l'IC6 comme suit :

- « Tendances de l'abondance » : valeur absolue et pourcentage de changement par période d'évaluation ;
- « Tendances de l'occurrence temporelle » : nombre et pourcentage de changement des nouvelles introductions ou nombre et pourcentage de changement du nombre total d'espèces exotiques par période d'évaluation ;
- « Tendances de la distribution spatiale » : valeur absolue et pourcentage de variation de la surface marine totale occupée ou valeur absolue et pourcentage de variation de la longueur du littoral occupé (dans le cas d'espèces peu profondes présentes uniquement dans la zone côtière).

67. Les analyses des tendances du temps peuvent appuyer l'établissement de seuils appropriés pour l'IC6 par sous-région marine. Le nombre de nouvelles ENI à l'échelle sous-régionale en Méditerranée après 1970 est présenté au tableau 7. A première vue, le plus grand nombre de ENI a été détecté au cours de la période 2000-2005. La période 2018-2020 n'a pas été prise en compte dans les analyses, car le décalage entre la détection et la déclaration d'une nouvelle ENI pourrait fausser le véritable modèle d'invasion (Zenetos et al., 2019).

Tableau 7. Nombre de nouvelles ENI dans les sous-régions EcAp après 1970 (espèces cryptogéniques, crypto-expansion, douteuses, parasites et poissons lessepsiens exclus). Remarque: les chiffres sont provisoires. Ils doivent être mis à jour après validation des listes nationales (travaux en cours dans le cadre de l'élaboration d'une base de référence des ENI en Méditerranée).

	WMED	CMED	ADRIA	EMED
1970-75	11	13	6	25
1976-81	32	15	8	21
1982-87	29	8	10	29
1988-93	23	18	13	44
1994-99	27	18	17	74
2000-05	37	30	26	78
2006-11	30	31	33	57
2012-17	39	53	31	71
2018-20	8	9	6	31

68. Dans un premier temps, une analyse linéaire de régression a été effectuée pour la période 2000-2020 au niveau du bassin (figure 7). Cependant, les résultats ne sont pas concluants.

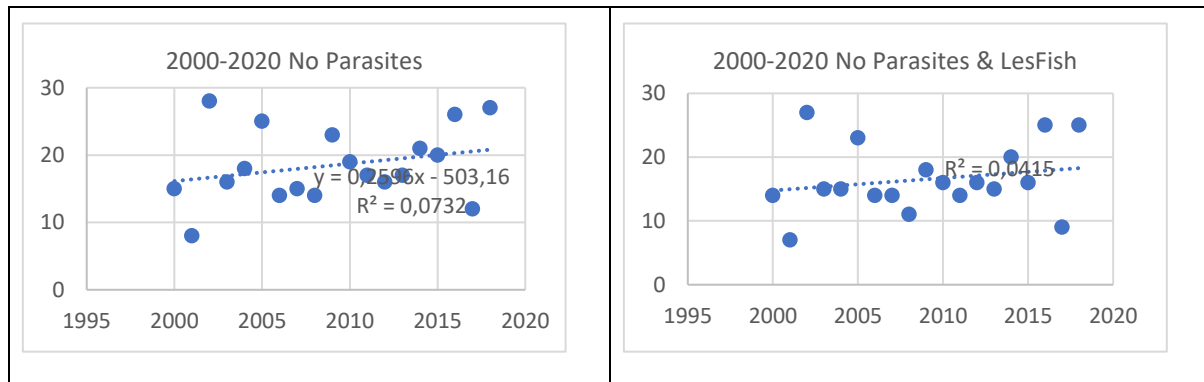
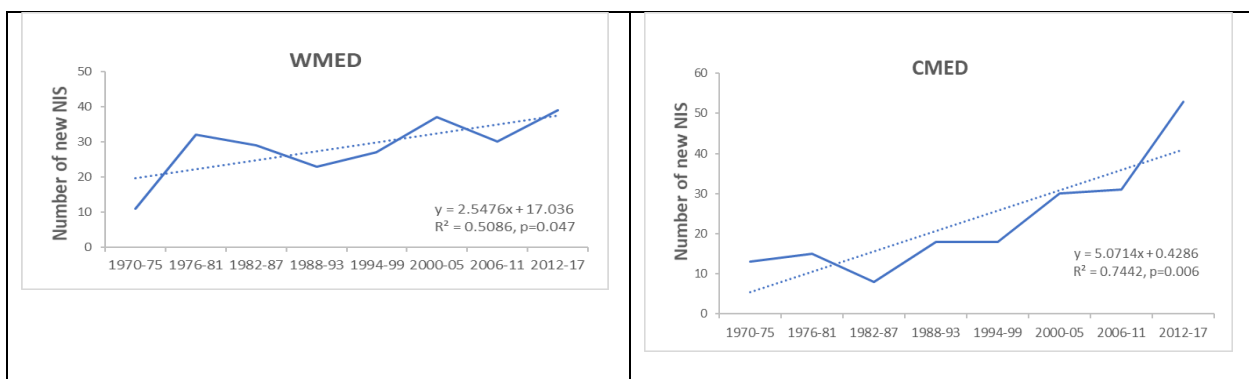


Figure 7. Nombre des ENI introduites (pas d'espèces cryptogéniques, crypto-expansion, douteuses) en Méditerranée chaque année : à gauche : à l'exclusion de tous les parasites, à droite = à l'exclusion des parasites et des poissons lessepsiens

69. L'analyse de régression des tendances par sous-région (figure 8) illustre la variation du taux de nouvelles introductions d'ENI, qui varie de 2,54 espèces par période de six ans dans le WMED à 8,08 espèces par période de six ans dans le EMED. Un ajustement linéaire a été jugé statistiquement acceptable sur la base d'un certain nombre de diagnostics (les erreurs résiduelles sont normalement distribuées selon le test Anderson-Darling et indépendantes selon le test Durbin-Watson), mais il y a toujours l'indication d'un modèle non linéaire, tant dans les données utilisées pour la régression que dans les parcelles des résidus. Néanmoins, l'ajustement linéaire est fourni comme première indication du taux de nouvelles introductions d'ENI par sous-région de l'EcAp et de la façon dont ces taux diffèrent d'une région à l'autre. Une analyse plus approfondie avec un ensemble de données plus riche est nécessaire pour mieux élucider ces modèles.



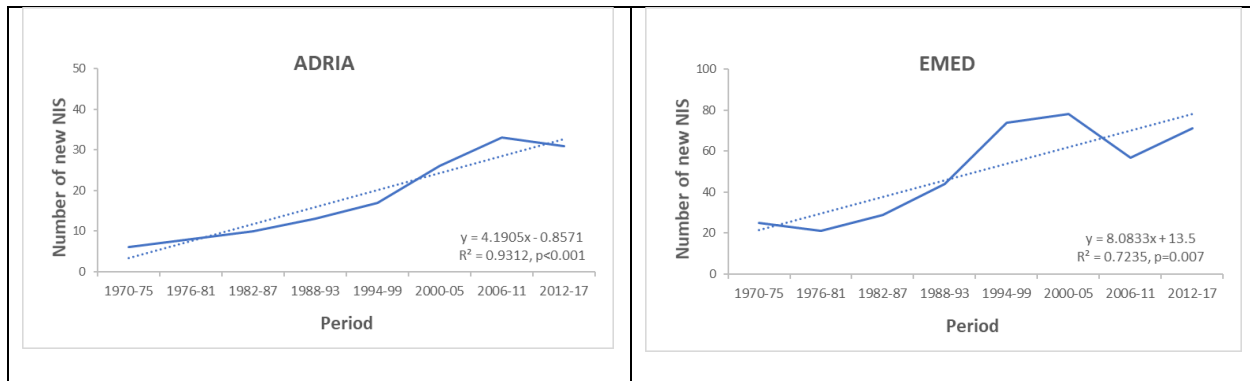


Figure 8. Tendence des introductions d'ENI par cycle de 6 ans au niveau des sous-régions de l'EcAp (données du tableau 7)

70. L'analyse de la variance a été effectuée sur le nombre moyen annuel de nouvelles introductions pour comparer les valeurs par zone de l'EcAp avant et après l'an 2000. Le choix de diviser l'ensemble de données à ce moment-là a été fait sur la base d'une première inspection visuelle des données qui indique qu'une augmentation du nombre de nouvelles introductions a eu lieu (ou a été signalée dans la littérature) entre 1994 et 2005.

71. L'analyse a également été répétée entre deux périodes différentes (1970-1993 et 1994-2017 – non indiquées ici) avec un nombre égal d'observations par période, elle a toutefois donné lieu à un terme d'interaction beaucoup plus important et significatif entre la région et le temps ($MS=11.529$, $F=4.99$, $p=0.008$), en raison du comportement différent de la variable de réponse entre l'ouest et l'est de la Méditerranée.

72. L'analyse a été effectuée sur les données brutes (non transformées) car elles répondaient aux exigences statistiques de normalité et d'homogénéité de la variance. La sous-région des facteurs (WMED, CMED, ADRIA, EMED) et la période de temps étaient significatives (voir le tableau 8), mais il n'y avait pas d'interaction significative entre les deux facteurs, ce qui signifie que le nombre de nouveaux ENI variait de la même manière avant et après 2000 pour toutes les régions de l'EcAp. Plus précisément, l'analyse démontre qu'il y a une augmentation significative du taux de nouvelles ENI entrant dans toutes les sous-régions de l'EcAp après 2000 et que ce paramètre est sensiblement différent entre les sous-régions EcAp. Par conséquent, **les valeurs seuils de l'IC6 en Méditerranée doivent être fixées au niveau sous-régional et non au niveau régional.**

Tableau 8. Résultats de l'analyse de la variance avec la moyenne annuelle des nouvelles introductions d'ENI par période de 6 ans comme la réponse et les sous-régions de l'EcAp & période de temps comme les facteurs fixes. Les niveaux des deux facteurs étaient a) pour les sous-régions EcAp : WMED, CMED, ADRIA, EMED et b) pour Temps : avant 2000 (cinq périodes de 6 ans, C'est-à-dire 1970-1975, 1976-1981, 1982-1987, 1988-1993, 1994-1999) et après 2000 (trois périodes de six ans, soit 2000-2005, 2006-2011, 2012-2017).

Source	df	Ads SS	Adj MS	Valeur F	Valeur p
Sous-régions de l'EcAp	3	223.02	77.764	23.81	<0,001

Temps	1	137.42	137.42	42.12	<0,001
Sous-régions de l'EcAp *Temps	3	16.65	5.552	1.7	0.193
Erreur	24	78.3	3.262		
Total	31	455.49			

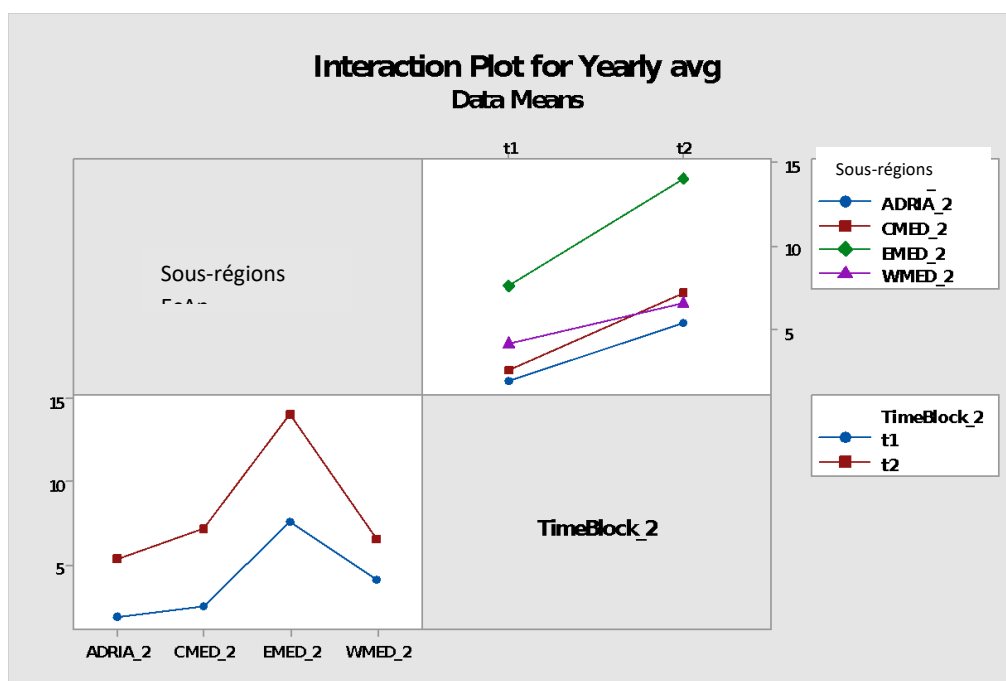


Figure 9. Parcelle d'interaction illustrant les principaux effets des deux facteurs distincts (sous-régions de l'EcAp et période de temps) et l'absence d'interaction entre eux.

73. Les données ont également été analysées séparément par sous-région de l'EcAp avec ANOVA uni-sens et le temps comme facteur unique (niveaux comme ci-dessus). Dans toutes les sous-régions de l'EcAp, il y a une nette augmentation du taux de nouvelles introductions des ENI après 2000, ce qui était statistiquement significatif dans chaque sous-région (voir le tableau 9). C'est ce qui est illustré graphiquement à la figure 11, où l'on peut voir que le nombre de nouveaux ENI entrants/déclarés par an au niveau sous-régional après 2000 a à peu près doublé pour 3 sous-régions sur 4, par rapport à avant 2000, et est 1,5 fois plus élevé en Méditerranée occidentale.

74. En conclusion, nous n'avons besoin d'examiner les données qu'après les années 2000 afin d'établir les valeurs seuils d'aujourd'hui.

Tableau 9. Résumé des résultats des ANOVA universaux distincts pour chaque sous-région de l'EcAp, comparant le nombre annuel moyen de nouvelles introductions des ENI avant et après l'an 2000.

AIRE	DF	F	p	R-sq
WMED	1	7.93	0.003	56.9
CMED	1	16.8	0.006	73.7
ADRIA	1	43.5	0.001	87.9
EMED	1	9.1	0.024	60.2

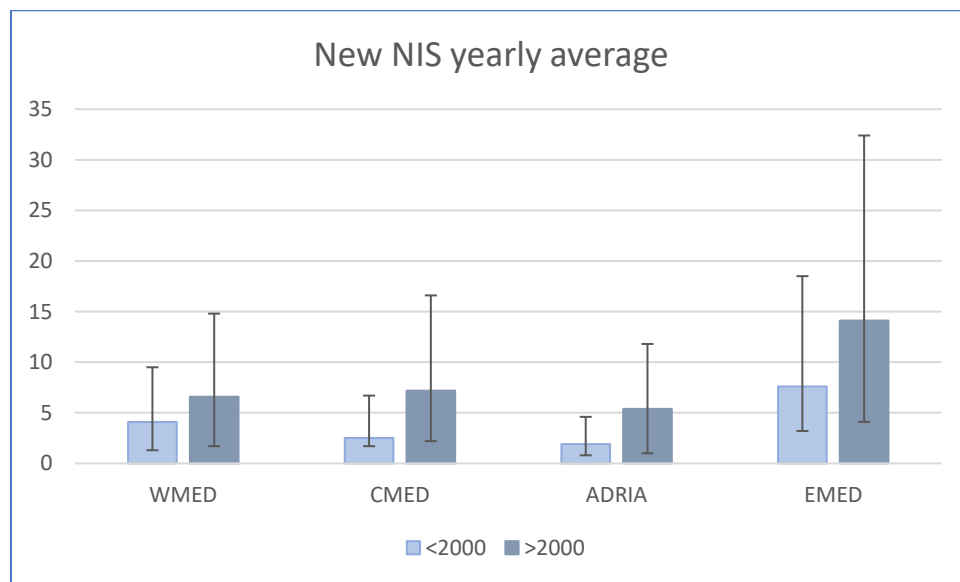


Figure 10. Nombre annuel moyen de nouvelles introductions d'ENI par sous-région de l'EcAp avant et après l'an 2000. Les barres d'erreur représentent 95 % des intervalles de confiance.

75. Les tendances de nouvelles ENI sur le cycle de six ans au niveau national par rapport aux tendances au niveau sous-régional ont été testées (tableau 10) pour trois pays de chaque bassin.

- ✓ Pour le WMED, les tendances étaient basées sur les données fournies pour : Algérie (Grimes et al., 2018 ; Bensari et al., 2020) ; Maroc (base de données MAMIAS) et l'Ouest de l'Italie (Servello et al., 2019 ; Tsiamis et al., 2021b).
- ✓ Pour la Méditerranée centrale, le sud de la Tunisie (Sghaier et al., 2017 ; Ounifi-Ben Amor et al., 2016 ; Chebaane et al., 2019) ; Malte (Evans et al., 2015 ; Tsiamis et al., 2021) et la Libye (Shakman et al., 2019 ; Rizgalla et al., 2019 a,b).
- ✓ Pour l'Adriatique, la Slovénie (Tsiamis et al., 2021), l'Albanie (GEF ADRIATIC PROJECT) et le Monténégro (Petović et al., 2019 ; Pešić et al., 2020)

- ✓ Pour la Méditerranée orientale, Chypre (Tsiamis et al., 2021), la Grèce (Zenetos et al., 2020b) et Israël (Galil et al., 2020)

76. Les données dans les pays susmentionnés ont été nettoyées pour les espèces cryptogènes, crypto-expansion, d'expansion de l'aire de répartition et douteuses. Les parasites, les espèces oligohalines n'ont pas été pris en considération.

Tableau 10. Moyenne annuelle (Yravg) de nouvelles ENI au niveau sous-régional et pays/ région.

Échelle du bassin				
Yravg > 2000	WMED = 6,6	CMED = 7,2	ADRIA = 5,4	EMED = 14,1
Niveau pays	Algérie = 0,8	S. Tunisie = 3,8	Slovénie = 1	Israël = 9,4
	Maroc = 0,4	Malte = 2,9	Monténégro = 1,3	Chypre = 4,1
	W. Italie = 4,1	Libye = 1,9	Albanie = 1,7	E. Grèce = 4,9

77. En examinant le tableau 10, il est clair que, même si l'on exclut l'afflux des ENI lessepsiennes en Méditerranée, qui est considéré comme une menace majeure pour le bassin, le nombre annuel de nouvelles ENI par pays est de loin inférieur à la valeur moyenne calculée à l'échelle du bassin. Cela conduirait à l'hypothèse que les zones côtières méditerranéennes ont un bon BEE, basé sur les ENI. Toutefois, cette hypothèse contredit la tendance à la hausse observée au figure 8. Toutes les tendances observées sont un artefact affecté par un biais de surveillance, qui semble être le principal facteur influençant le nombre de nouvelles introductions d'ENI signalées tant par les pays méditerranéens de l'UE que par les pays méditerranéens non-membres de l'Union Européenne. Cela a été souligné pour les pays de l'Union Européenne (Zenetos, 2019 ; Servello et al., 2019 ; Zenetos et al., 2020b) mais est encore plus évidente dans les pays non-membres de l'Union Européenne où des projets de recherche récents ont attribué à une explosion de nouvelles ENI, par exemple les projets BALMAS et GEF Adriatiques pour le Monténégro et l'Albanie.

78. Tsiamis et al. (2021b) ont convenu que l'approche la plus appropriée pour fixer les valeurs seuils pour le D2C1 est d'adopter la réduction en pourcentage du nouvelles ENI, ce qui signifie que : a) le seuil est une mesure quantitative, c'est-à-dire un nombre spécifique de nouvelles introductions d'ENI au cours de la période d'évaluation, et b) le nombre de nouvelles introductions d'ENI est défini en fonction d'une réduction en pourcentage spécifique de nouvelles ENI par rapport au nombre moyen de nouvelles introductions d'ENI au cours des six années précédentes périodes de cycle.

79. HELCOM (2018) a fixé la valeur seuil pour D2C1 = **zéro nouvelle ENI**. L'OSPAR (2018) souligne que le changement relatif au nombre de nouvelles introductions d'ENI observée au cours des périodes d'évaluation subséquentes (par exemple 6 ans) peut faciliter la spécification des valeurs seuils ; toutefois, OSPAR n'a pas encore conclu en valeurs spécifiques.

80. Pour la Méditerranée, certaines valeurs seuils ne sont qu'indicatives.

81. Pour les régions/sous-régions méditerranéennes qui n'ont pas été suivies efficacement en termes d'ENI au cours des décennies précédentes, il convient de préférer une période de cycle plus courte de 6 ans, par exemple 3 ans. En outre, une surveillance dédiée aux ENI marines devrait être établie et constante dans l'espace, le temps et entre les groupes taxonomiques. La hiérarchisation devrait être donnée aux zones à points chauds des nouvelles introductions des ENI, telles que les ports, les unités aquacoles et les aires marines protégées. Cela devrait être une condition préalable à l'application adéquate de l'IC6 de l'IMAP, tant au niveau national que sous national.

82. Les travaux actuels sont une première exploration des données disponibles et des concepts qui devront sous-tendre la formulation du seuil pour l'IC6. Bien que les données de base soient encore en cours de validation, une analyse statistique plus approfondie sera nécessaire pour élucider les modèles d'introduction des ENI en Méditerranée afin que des suggestions plus solides puissent être faites à la fois à l'échelle temporelle et sous-régionale.

83. Certaines conclusions initiales sont que les seuils devraient être établis séparément pour chacune des sous-régions méditerranéennes et devraient être recherchées en examinant les données des deux dernières décennies, sinon une période encore plus récente. En même temps, il faut parvenir à un consensus sur les groupes d'espèces qui seront inclus dans les calculs et sur la façon dont leur impact environnemental sera pris en compte. Il y a des décisions qui détermineront la définition du BEE pour l'OE2 et affecteront les obligations de gestion des Parties contractantes à la Convention de Barcelone. A ce titre, il est proposé que d'autres travaux œuvrent en tenant compte de la contribution d'experts régionaux non seulement des domaines de la taxonomie, de la surveillance et de l'évaluation, mais aussi de la conservation et de la gestion et enfin, et non des moindres, des écologistes ayant une solide formation statistique/ mathématique.

Bibliographie

- Ashton, G, Boos, K, Shucksmith, R, Cook, E. (2006). Rapid assessment of the distribution of marine non-native species in marinas in Scotland. *Aquatic Invasions* **1**(4), 209-213
- Azzurro, E., & Cerri, J. (2021). Participatory mapping of invasive species: A demonstration in a coastal lagoon. *Marine Policy*, *126*, 104412.
- Bakalem, A., Gillet, P., Pezy, J. P., & Dauvin, J. C. (2020). Inventory and the biogeographical affinities of Annelida Polychaeta in the Algerian coastline (Western Mediterranean). *Mediterranean Marine Science*, *21*(1), 157-182.
- Bensari, B., Bahbah, L., Lounaouci, A., Fahci, S. E., Bouda, A., & Bachari, N. E. I. (2020). First records of non-indigenous species in port of Arzew (Algeria: southwestern Mediterranean). *Mediterranean Marine Science*, *21*(2), 393-399.
- Carlton, JT (1996) Biological invasions and cryptogenic species. *Ecology* *77*, 1653–1655.
- Çinar, M. E., & Ergen, Z. (2007). The presence of *Chaetozone corona* (Polychaeta: Cirratulidae) in the Mediterranean Sea: an alien or a native species. *Cahiers de Biologie Marine*, *48*(4), 339-346.
- Crocetta, F. (2016). Backdating the confirmed presence of *Siphonaria pectinata* (Gastropoda: Siphonariidae) along the northern Mediterranean shores, with a discussion on its status in the basin. *Marine Biodiversity Records*, *9*(1), 1-6.
- Crocetta, F., Tando, V., Osca, D., & Turolla, E. (2020). The Chinese mitten crab *Eriocheir sinensis* H. Milne Edwards, 1853 (Crustacea: Decapoda: Varunidae) reappears in the northern Adriatic Sea: Another intrusion attempt or the trace of an overlooked population? *Marine Pollution Bulletin*, *156*, 111221.
- David M. and Gollasch S. 2015. BALMAS Ballast Water Sampling Protocol for Compliance Monitoring and Enforcement of the BWM Convention and Scientific Purposes. BALMAS project, Korte, Slovenia, Hamburg, Germany. 55 pp
- El-Rashidy, H. H., & Boxshall, G. A. (2009). Parasites gained: alien parasites switching to native hosts. *Journal of Parasitology*, *95*(6), 1326-1329.
- Essl, F., Dullinger, S., Genovesi, P., Hulme, P. E., Jeschke, J. M., Katsanevakis, S., ... & Bacher, S. (2019). A conceptual framework for range-expanding species that track human-induced environmental change. *BioScience*, *69*(11), 908-919.
- Evans, J., Barbara, J., & Schembri, P. J. (2015). Updated review of marine alien species and other 'newcomers' recorded from the Maltese Islands (Central Mediterranean). *Mediterranean Marine Science*, *16*(1), 225-244.
- Galil, B. S. (2007). Loss or gain? Invasive aliens and biodiversity in the Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, *55*(7-9), 314-322.
- Galil, B. S., Marchini, A., & Occhipinti-Ambrogi, A. (2018). East is east and West is west? Management of marine bioinvasions in the Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *201*, 7-16.
- Galil, B. S., Mienis, H. K., Hoffman, R., & Goren, M. (2020). Non-indigenous species along the Israeli Mediterranean coast: tally, policy, outlook. *Hydrobiologia*, 1-19.
- Garcia Raso, J. G., Salmerón, F., Baro, J., Marina, P., & Abelló, P. (2014). The tropical African hermit crab *Pagurus mbizi* (Crustacea, Decapoda, Paguridae) in the Western Mediterranean Sea: a new alien species or filling gaps in the knowledge of the distribution?. *Mediterranean Marine Science*, *15*(1), 172-178.
- GEF ADRIATIC PROJECT. Implementation of Ecosystem Approach in the Adriatic Sea through Marine Spatial Planning <https://www.rac-spa.org/node/1941>
- Gomez, F. (2008). Phytoplankton invasions: Comments on the validity of categorizing the non-indigenous dinoflagellates and diatoms in European Seas. *Marine Pollution Bulletin*, *56*(4), 620-628.
- Grimes, S., Benabdi, M., Babali, N., Refes, W., Boudjellal-Kaidi, N., & Seridi, H. (2018). Biodiversity changes along the Algerian coast (Southwest Mediterranean basin): from 1834 to 2017: A first assessment of introduced species. *Mediterranean Marine Science*, *19*(1), 156-179.

- Innal, D. (2020). Distribution of lessepsian migrant and non-native freshwater fish species in Mediterranean brackish waters of Turkey. *Acta Aquatica Turcica*, 16(4), 545-557. <https://doi.org/10.22392/actaquatr.742217>
- Jensen H.M., Panagiotidis P. Reker J., (2017) Delineation of the MSFD Article 4 marine regions and subregions. <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/msfd-regions-and-subregions-1/technical-document/pdf>
- Katsanevakis, S., Zenetos, A., Mačić, V., Beqiraj, S., Poursanidis, D., & Kashta, L. (2011). Invading the Adriatic: spatial patterns of marine alien species across the Ionian Adriatic boundary. *Aquatic Biology*, 13(2), 107-118.
- Katsanevakis, S., Tempera, F., & Teixeira, H. (2016). Mapping the impact of alien species on marine ecosystems: the Mediterranean Sea case study. *Diversity and Distributions*, 22(6), 694-707.
- Katsanevakis, S., Wallentinus, I., Zenetos, A., Leppäkoski, E., Çinar, M. E., Oztürk, B., ... & Cardoso, A. C. (2014). Impacts of invasive alien marine species on ecosystem services and biodiversity: a pan-European review. *Aquatic Invasions*, 9(4), 391-423.
- Korpinen, S., Klančnik, K., Peterlin, M., Nurmi, M., Laamanen, L., Zupančič, G., Murray, C., Harvey, T., Andersen, J.H., Zenetos, A., Stein, U., Tunesi, L., Abhold, K., Piet, G., Kallenbach, E., Agnesi, S., Bolman, B., Vaughan, D., Reker, J. & Royo Gelabert, E., 2019. Multiple pressures and their combined effects in Europe's seas. ETC/ICM Technical Report 4/2019: European Topic Centre on Inland, Coastal and Marine waters, 164 pp.
- Kršinic, F., Njire, J. (2001). An invasion by *Muggiaea atlantica* Cunningham 1892 in the northern Adriatic Sea in the summer of 1997 and the fate of small copepods, *Acta Adriatica*, 42(1), 49–59.
- Lakkis, S., & Zeidane, R. (2004). Exotic species and lessepsian migration of plankton in Lebanese waters, Levantine Basin, Eastern Mediterranean. In *37th Congress of the Mediterranean Science Commission* (p. 384).
- Langeneck, J., Lezzi, M., Del Pasqua, M., Musco, L., Gambi, M. C., Castelli, A., & Giangrande, A. (2020). Non-indigenous polychaetes along the coasts of Italy: a critical review. *Mediterranean Marine Science*, 21(2), 238-275.
- Le Garrec, V., Grall, J., Chevalier, C., Guyonnet, B., Jourde, J., Lavesque, N., ... & Blake, J. A. (2017). Chaetozone corona (Polychaeta, Cirratulidae) in the Bay of Biscay: a new alien species for the North-east Atlantic waters?. *Marine Biological Association of the United Kingdom. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 97(2), 433.
- Licandro, P., Souissi, S., Ibanez, F., & Carré, C. (2012). Long-term variability and environmental preferences of calycophoran siphonophores in the Bay of Villefranche (north-western Mediterranean). *Progress in Oceanography*, 97, 152-163.
- Mannino, A. M., Borfecchia, F., & Micheli, C. (2021). Tracking Marine Alien Macroalgae in the Mediterranean Sea: The Contribution of Citizen Science and Remote Sensing. *Journal of Marine Science and Engineering*, 9(3), 288.
- Martín-Torrijos, L., Correa-Villalona, A. J., Pradillo, A., & Diéguez-Uribeondo, J. (2021). Coexistence of Two Invasive Species, *Procambarus clarkii* and *Aphanomyces astaci*, in Brackish Waters of a Mediterranean Coastal Lagoon. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 8, 503.
- OSPAR, (2018) *CEMP Guideline: Common Indicator - Changes to non-indigenous species communities (NIS3)*, Paris, Agreement 2018-04e, 8 pp.
- Ounifi- Ben Amor, K., Rifi, M., Ghanem, R., Draeif, I., Zaouali, J., & Ben Souissi, J. (2016). Update of alien fauna and new records from Tunisian marine waters. *Mediterranean Marine Science*, 17(1), 124-143.
- Palialexis, A., Tornero, V., Barbone, E., Gonzalez, D., Hanke, G., Cardoso, A. C., ... & Zampoukas, N. (2014). In-depth assessment of the EU member states' submissions for the Marine Strategy Framework Directive under articles 8, 9 and 10. *JRC Scientific and Technical Reports, JRC, 88072*.

- Pedersen, J., Bullock, R., Carlton, J., Dijkstra, J., Dobrroski, N., Dyrinda, P., ... & Tyrrell, M. (2003). Marine Invaders in the Northeast. Rapid assessment survey of non-native and native marine species of floating dock communities. *Cambridge: MIT Sea Grant College Program Publication*, 5(3), 41.
- Pešić A., Marković O., Joksimović A., Četković I., Jevremović A. (2020) Invasive Marine Species in Montenegro Sea Waters. In: The Handbook of Environmental Chemistry. Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/698_2020_700
- Petović, S., Marković, O., & Đurović, M. (2019). Inventory of non-indigenous and cryptogenic marine benthic species of the south-east Adriatic Sea, Montenegro. *Acta Zoologica Bulgarica*, 71(1), 47-52.
- Riera, T., Gili, J. M., & Pagès, F. (1986). Estudio cuantitativo y estacional de dos poblaciones de cnidarios planctónicos frente a las costas de Barcelona (Mediterráneo Occidental). *Miscellània Zoològica*, 23-32.
- Rizgalla J, Shinn AP, Crocetta F (2019a) New records of alien and cryptogenic marine bryozoan, mollusc, and tunicate species in Libya. *BioInvasions Records* 8(3), 590–597, <https://doi.org/10.3391/bir.2019.8.3.15>
- Rizgalla J, Shinn AP, Crocetta F. (2019b) The alien fissurellid *Diodora ruppellii* (G. B. Sowerby I, 1835): a first record for Libya from Tripoli Harbour. *BioInvasions Records* 8(4), 813–817
- Roy H, Groom Q, Adriaens T, Agnello G, Antic M, Archambeau A, Bacher S, Bonn A, Brown P, Brundu G, López B, Cleary M, Cogălniceanu D, de Groot M, De Sousa T, Deidun A, Essl F, Fišer Pečnikar Ž, Gazda A, Gervasini E, Glavendekic M, Gigot G, Jelaska S, Jeschke J, Kaminski D, Karachle P, Komives T, Lapin K, Lucy F, Marchante E, Marisavljevic D, Marja R, Martín Torrijos L, Martinou A, Matosevic D, Mifsud C, Motiejūnaitė J, Ojaveer H, Pasalic N, Pekárik L, Per E, Pergl J, Pesic V, Pocock M, Reino L, Ries C, Rozyłowicz L, Schade S, Sigurdsson S, Steinitz O, Stern N, Teofilovski A, Thorsson J, Tomov R, Tricarico E, Trichkova T, Tsiamis K, van Valkenburg J, Vella N, Verbrugge L, Véték G, Villaverde C, Witzell J, Zenetos A, Cardoso A (2018) Increasing understanding of alien species through citizen science (Alien-CSI). *Research Ideas and Outcomes* 4: e31412. <https://doi.org/10.3897/rio.4.e31412>
- Shakman, E., Eteayb, K., Taboni, I., & Abdalha, A. B. (2019). Status of marine alien species along the Libyan coast. *Journal of the Black Sea/Mediterranean Environment*, 25(2), 188-209.
- Spagnolo, A., Auriemma, R., Bacci, T., Balković, I., Bertasi, F., Bolognini, L., ... & Žuljević, A. (2019). Non-indigenous macrozoobenthic species on hard substrata of selected harbours in the Adriatic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 147, 150-158.
- Stern, N., Paz, G., Yudkovsky, Y., Lubinevsky, H., & Rinkevich, B. (2017). The arrival of a second ‘Lessepsian sprinter’? A first record of the red cornetfish *Fistularia petimba* in the Eastern Mediterranean. *Mediterranean Marine Science*, 18(3), 524-528.
- Streftaris, N., & Zenetos, A. (2006). Alien marine species in the Mediterranean-the 100 ‘Worst Invasives’ and their impact. *Mediterranean Marine Science*, 7(1), 87-118.
- Stulpinaite, R., Hyams-Kaphzan, O., & Langer, M. R. (2020). Alien and cryptogenic Foraminifera in the Mediterranean Sea: A revision of taxa as part of the EU 2020 Marine Strategy Framework Directive. *Mediterranean Marine Science*, 21(3), 719-758.
- Tamburini, M., Ferrario, J., Marchini, A., Grioni, A., Keppel, E., Lombardi, C., ... & Ambrogi, A. O. (2019). Monitoring Non-Indigenous Species in port habitats: Application of the ‘SERC Protocol’ in the Gulf of La Spezia. *Biol. Mar. Mediterr*, 26(1), 125-126.
- Tortonese, E. (1951). I caratteri biologici del Mediterraneo orientale e i probleme relativi. *Attualita Zoologiche*, 7, 207-251.
- Tsiamis K, Simona B, Palialexis A, Somma F, Cardoso AC (2021a), Marine Strategy Framework Directive, Descriptor 2 Non-indigenous species, Review and Analyses of Member States' 2018 reports for Articles 8, 9, and 10, JRC Technical Report (in press).
- Tsiamis K, et al. (2021b). *Marine Strategy Framework Directive Descriptor 2, Non-Indigenous Species, Delivering solid recommendations for setting threshold values for non-indigenous species pressure on European seas*. Publications Office of the European Union, Ispra, 2021 (in finalization)

- Tsiamis, K., Palialexis, A., Stefanova, K., Gladan, Ž. N., Skejić, S., Despalatović, M., ... & Cardoso, A. C. (2019). Non-indigenous species refined national baseline inventories: A synthesis in the context of the European Union's Marine Strategy Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, 145, 429-435.
- Verlaque, M., Ruitton, S., Mineur, F., & Boubouresque, C. F. (2015). *CIESM atlas of exotic species in the Mediterranean: Macrophytes*. CIESM.
- Zenetos A (2019) Mediterranean Sea: 30 Years of Biological Invasions (1988-2017). In: Langar H, Ouerghi A (eds), Proceedings of the 1st Mediterranean Symposium on the Non Indigenous Species (Antalya, Turkey, 18 January 2019). SPA/RAC, Tunis, pp 13–19
- Zenetos, A., & Galanidi, M. (2020). Mediterranean non indigenous species at the start of the 2020s: recent changes. *Marine Biodiversity Records*, 13(1), 1-17.
- Zenetos, A., Çınar, M. E., Pancucci-Papadopoulou, M. A., Harmelin, J. G., Furnari, G., Andaloro, F., ... & Zibrowius, H. (2005). Annotated list of marine alien species in the Mediterranean with records of the worst invasive species. *Mediterranean Marine Science*, 6(2), 63-118.
- Zenetos, A., Meriç, E., Verlaque, M., Galli, P., Boudouresque, C. F., Giangrande, A., ... & Bilecenoglu, M. (2008). Additions to the annotated list of marine alien biota in the Mediterranean with special emphasis on Foraminifera and Parasites. *Mediterranean Marine Science*, 9(1), 119-166.
- Zenetos, A., Gofas, S., Verlaque, M., Çınar, M. E., Raso, J. G., Bianchi, C. N., ... & Streftaris, N. (2010). Alien species in the Mediterranean Sea by 2010. A contribution to the application of European Union's Marine Strategy Framework Directive (MSFD). Part I. Spatial distribution. *Mediterranean marine science*, 11(2), 381.
- Zenetos, A., Gofas, S., Morri, C., Rosso, A., Violanti, D., Raso, J. G., ... & Verlaque, M. (2012). Alien species in the Mediterranean Sea by 2012. A contribution to the application of European Union's Marine Strategy Framework Directive (MSFD). Part 2. Introduction trends and pathways. *Mediterranean Marine Science*, 13(2), 328-352.
- Zenetos, A., Çınar, M. E., Crocetta, F., Golani, D., Rosso, A., Servello, G., ... & Verlaque, M. (2017). Uncertainties and validation of alien species catalogues: The Mediterranean as an example. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 191, 171-187.
- Zenetos, A., Gratsia, E., Cardoso, A. C., & Tsiamis, K. (2019). Time lags in reporting of biological invasions: the case of Mediterranean Sea. *Mediterranean Marine Science*, 20(2), 469-475.
- Zenetos A, Ovalis P, Giakoumi S, Kontadakis C, Lefkaditou E, Mpazios G, Simboura N, Tsiamis K (2020a) Saronikos Gulf: a hotspot area for alien species in the Mediterranean Sea. *BioInvasions Records*, 9(4), 873–889.
- Zenetos A, Karachle Pk, Corsini-Foka Ma, Gerovasileiou V, Simboura N, Xentidis Nj, Tsiamis K. (2020b) Is the trend in new introductions of marine non-indigenous species a reliable criterion for assessing good environmental status? The case study of Greece. *Mediterranean Marine Science*, 21(3),775-93.

Annexe

Elaboration des échelles de surveillance et d'évaluation, des critères d'évaluation et des valeurs seuils de l'OE2/ IC6 de l'IMAP concernant les ENI dans le cadre du processus EcAp de la Convention de Barcelone

Questionnaire

Les experts des ENI marines sont invités à remplir le questionnaire ci-dessous, qui a en grande partie un format à choix multiples.

Définition des ENI

Les espèces non indigènes (ENI ; synonymes : étrangères, exotiques, non indigènes, allochtones) sont des espèces, des sous-espèces ou des taxons de rang inférieur introduits en dehors de leur aire de répartition naturelle (passée ou présente) et de leur aire naturelle de dispersion potentielle. Cela inclut n'importe quelle partie, gamète ou propagule de ces espèces qui pourraient survivre et se reproduire par la suite. Leur présence dans la région donnée est due à une introduction intentionnelle ou involontaire résultant d'activités humaines.

Les changements naturels dans les aires de répartition (par exemple, en raison du changement climatique ou de la dispersion par les courants océaniques) ne qualifient pas une espèce d'ENI. **Cependant, des introductions secondaires des ENI de la zone, des zones de leur première arrivée pourraient se produire sans la participation humaine due à la propagation par des moyens naturels.** Dans ce dernier cas, l'espèce doit toujours être considérée comme ENI.

Les espèces qui apparaissent dans une nouvelle région à la suite d'une dispersion naturelle provenant d'une zone où l'espèce est considérée comme indigène, avec la facilitation de la disponibilité de nouveaux substrats (par exemple, récif artificiel), ne sont pas qualifiées pour être considérées comme des ENI.

Les espèces non indigènes peuvent également inclure de très vieilles introductions, qui se sont produites avant même 1492.

<p>Question # 1: Espèces unicellulaires de plancton en E02/ IC6</p> <p>Les espèces unicellulaires de plancton ont une grande incertitude quant au <i>statut indigène</i> par rapport au statut non indigène dans les mers européennes. Il y a eu des enregistrements épars à travers l'Europe, mais aucune cohérence dans leur traitement. Dans Tsiamis et al. (2019), il y avait une forte variation du nombre d'espèces planctoniques incluses dans les inventaires, même entre les pays voisins, rapportant soit de longues listes d'entre elles, soit quelques-unes seulement. Plus récemment, Gomez (2019) a fait valoir qu'il n'y avait pas suffisamment de preuves pour étiqueter les espèces de plancton en Europe comme non indigènes. Pour la mise en œuvre de l'IC6, les espèces unicellulaires des ENI planctoniques devraient être (mettre un « X » dans la réponse appropriée):</p>			
<p>a) Déclarées et pris en considération lors de la mesure du BEE sur la base de l'IC6</p> <p>(...)</p>	<p>b) signalées mais non prises en compte lors de la mesure du BEE sur la base de l'IC6</p> <p>()</p>	<p>c) omises entièrement des évaluations IC6</p> <p>(...)</p>	<p>d) Autres</p> <p>(...)</p>
<p>Question # 2: Espèces parasitaires en E02/IC6</p> <p>Dans Tsiamis et al. (2019), les ENI parasites de base ont été omises puisque, d'un point de vue législatif, elles sont gérées en vertu de la Directive sur la santé des animaux aquatiques (2006/88/CE; UE, 2006).. Toutefois, plusieurs pays ont inclus les ENI parasites dans leurs listes IC6. Pour la mise en œuvre de l'IC6, les espèces parasitaires ENI devraient être (mettre un « X » dans la réponse appropriée):</p>			
<p>a) Déclarées et prises en considération lors de la mesure du BEE sur la base de l'IC6</p> <p>(...)</p>	<p>b) Signalées mais non prises en compte lors de la mesure du BEE sur la base de l'IC6</p> <p>(...)</p>	<p>c) Omises entièrement des évaluations IC6</p> <p>(...)</p>	<p>d) Autres</p> <p>(...)</p>
<p>Question #3: ENI introduites par dispersion naturelle dans le critère IC6</p> <p>Le critère principal IC6 mesure « le nombre <i>d'espèces non indigènes qui sont</i> nouvellement introduites par <i>l'activité humaine</i> dans la <i>nature, par période d'évaluation (6 ans)</i> ... On a fait valoir que les ENI introduites exclusivement par dispersion naturelle des zones déjà infestées vers d'autres régions voisines (par exemple, une ENI introduite du Liban à Chypre par dispersion naturelle) ne devrait pas être prise en considération pour définir le BEE en fonction du IC6, à moins qu'il n'y ait des preuves que l'espèce est transférée également par des activités humaines, plusieurs espèces lessespiennes relèvent de cette catégorie. Pour la mise en œuvre de l'IC6, les ENI qui ont été introduites dans le pays exclusivement par dispersion naturelle devrait être (mettre un « X » dans la réponse appropriée):</p>			
<p>a) Rapportées et prises en compte lors de la mesure BEE sur la base de l'IC6 (...)</p>	<p>b) Signalées mais non pris en compte lors de la mesure du BEE sur la base de l'IC6 (...)</p>	<p>c) Autres (...)</p>	
<p>Question # 4: Espèces cryptogènes dans le critère IC6</p>			

Les espèces cryptogéniques sont celles qui n'ont aucune preuve précise de leur statut indigène ou non autochtone (en raison de la propagation naturelle d'origine inconnue *par rapport à la propagation humaine*). L'exemple caractéristique est *Antithamnionella spirographidis* dans la mer Méditerranée. En raison du manque de données suffisantes, il n'est pas rare que les experts du ENI ne soient pas d'accord sur l'état des espèces cryptogéniques dans une zone spécifique. Par conséquent, ces espèces peuvent être traitées comme non indigènes dans certains pays, tandis que dans les pays voisins, elles sont déclarées cryptogéniques ou même comme espèces indigènes. Pour la mise en **œuvre de l'IC6**, les espèces qui sont considérées par les experts ENI comme cryptogéniques devraient être **(mettre un « X » dans la réponse appropriée)**:

a) Déclarées et prises en considération lors de la mesure du BEE sur la base de l'IC6 (...)	b) Signalées mais non pris en compte lors de la mesure du BEE sur la base de l'IC6 (...)	c) Autres (...)
--	--	------------------------

Question # 5: Espèces douteuses dans le critère IC6

Les espèces douteuses sont celles dont le statut taxonomique n'est pas résolu ou les nouvelles entrées des ENI qui ne sont pas vérifiées par des experts (par exemple, les dossiers provenant de la science citoyenne, mais qui ne sont pas encore validées par des experts, ou les dossiers dans les rapports techniques sans fournir les preuves taxonomiques nécessaires). Lors du récent exercice du JRC sur les voies et les dates des premières introductions des ENI dans chaque pays et sous-région, des espèces douteuses ont été exclues. De même, les espèces douteuses n'ont pas été analysées plus avant dans la ligne de base de Tsiamis et al. (2019), mais elles ont simplement été répertoriées dans une annexe. Pour la mise en **œuvre de l'IC6**, les espèces qui sont considérées par les experts des ENI douteuses devraient être **(mettre un « X » dans la réponse appropriée)** :

a) Déclarées et pris en considération lors de la mesure du BEE sur la base de IC6 (...)	b) Signalées mais non pris en compte lors de la mesure du BEE sur la base de l'IC6 (...)	c) Autres (...)
--	--	------------------------

Question # 6: Espèces disparues dans le critère IC6

Plusieurs ENI ont été rapportées dans un pays il y a plusieurs décennies (même au 19^{ème} siècle et avant) mais n'ont jamais été enregistrées à nouveau dans la nature dans ces pays, et sont donc considérées comme éteintes; vraisemblablement que l'ENI n'a pas survécu dans son nouvel environnement. Toutefois, il est difficile de prouver si une ENI a vraiment disparu d'une zone marine ou d'un pays en raison de difficultés de surveillance et du continuum du milieu marin. Lorsqu'une ENI vraisemblablement éteinte est signalée au cours de la dernière période d'évaluation à partir de la même zone ou d'une zone adjacente qui a été signalée à l'origine dans un pays, alors **(mettre un « X » dans la réponse appropriée)** :

a) Elle devrait être considérée comme une nouvelle introduction et mesurée dans l'évaluation IC6C1 (...)	b) Elle ne doit pas être considérée comme une nouvelle introduction, l'espèce aurait dû être négligée (...)	c) La décision doit être prise espèce par espèce, sur la base des données disponibles (...)	d) Autres (...)
---	--	--	------------------------

Question #7: Surveillance des ENI marines pour l'IC6

Pour votre pays, existe-t-il un système de surveillance dédié aux ENI marines ? (mettre un « X » dans la réponse appropriée):					
a) OUI , à l'échelle nationale par l'intermédiaire d'un réseau connexe de stations d'échantillonnage (...)	b) OUI , mais seulement dans des sous-régions spécifiques du pays par le biais d'un réseau connexe de stations d'échantillonnage (...)	c) OUI , mais seulement dans les zones sensibles du pays (...)		d) Il n'existe pas de surveillance dédiée aux ENI (...)	
		L points chauds incluent (plusieurs choix peuvent être marqués) :	Ports (...)	Les données pertinentes sur le ENI maritime proviennent (plusieurs choix peuvent être marqués) :	Surveillance de la biodiversité de l'IMAP (...)
			Unités aquacoles (...)		Divers projets de recherche (...)
			Aires marines protégées (...)		Autres (...)
			Autres (...)		
Les efforts de suivi des ENI marines dans votre pays comprennent (mettre un « X » dans la réponse appropriée ; plusieurs choix peuvent être marqués) :					
a) La détection de nouvelles introductions des ENI (...)	b) La propagation des ENI établies et/ou invasives (...)	c) La mesure de l'abondance/ couverture/ biomasse des ENI établies et/ou invasives (...)	d) l'impact des ENI établies et/ou invasives sur les communautés autochtones (...)		



**NATIONS
UNIES**

EP

UNEP/MED WG.502/16.Appendix F



**PROGRAMME DE L'ENVIRONNEMENT
DES NATIONS UNIES
PLAN D'ACTION MÉDITERRANÉEN**

24 mai 2021
Original : Anglais
Français

Quinzième Réunion des Points Focaux ASP/DB

Vidéoconférence, 23-25 juin 2021

Point 7 de l'ordre du jour : Etat de la mise en œuvre de la feuille de route de l'Approche Écosystémique (EcAp)

7.1. Mise en œuvre de la deuxième phase (2019-2021) du Programme de surveillance et d'évaluation intégrées (IMAP - Biodiversité et espèces non-indigènes) dans le cadre de la feuille de route de l'EcAp

Mise en œuvre de la deuxième phase (2019-2021) du Programme de surveillance et d'évaluation intégrées (IMAP - Biodiversité et espèces non-indigènes) dans le cadre de la feuille de route de l'EcAp

Appendix F : Progrès dans l'élaboration des valeurs de base pour l'indicateur commun IMAP 6 relatif aux espèces non indigènes

Clause de non-responsabilité : Les désignations employées et la présentation des éléments de cette publication n'impliquent l'expression d'aucune opinion de la part du Secrétariat des Nations Unies concernant le statut juridique d'un pays, territoire, ville ou région ou de ses autorités, ou concernant la délimitation de ses frontières ou limites.

Responsable de l'étude au SPA/RAC

Mehdi Aissi, Chargé de projet, EcAp / IMAP

Asma Yahyaoui, Chargée de projet associée, EcAp / IMAP

Atef Ouerghi, Responsable de programme, Conservation des écosystèmes

Rapport préparé par :

Marika Galanidi et Argyro Zenetos, Experts NIS

Elaboration et révision des inventaires NIS nationaux :

Sajmir Beqiraj et Rezart Kapedani (Albanie), Ali Bakalem (Algérie), Jakov Dulčić et Branko Dragičević (Croatie), Stelios Katsanevakis (Chypre), Ala El Haweet et Mahmoud Farrag (Egypte), Laurent Guerin (France), Bella Galil (Israël), Silvia Livi et Luca Castriota (Italie), Michel Bariche (Liban), Esmail Shugman (Libye), Miraine Rizzo et Angela Bartolo (Malte), Slavica Petovic (Monténégro), Hocein Bazairi (Maroc), Borut Mavrič (Slovénie), Aina Carbonell (Espagne), Mohamed Salah Romdhane (Tunisie), Melih Ertan Çinar et Murat Bilecenoğlu (Turquie).

Experts régionaux et nationaux consultés pour divers taxons :

Serge Gofas (Mollusques, Méditerranée), Serhat Albayrak, Bilal Ozturk (mollusques Turquie), Henk Mienis (mollusques d'Israël), Ragia Moussa (mollusques Egypte), Eduardo Lopez (polychaeta méditerranéenne), Kostas Tsiamis (macroalgue méditerranéenne), Marc Verlaque (macroalgues, Méditerranée), Razy Hoffman (macroalgues, Israël), Menahim Goren (poissons Israël), Nir Stern (poissons méditerranéen), Baki Yokes (foraminifères, Turquie), Ghazi Bitar (divers taxons du Liban) et Jamila Ben Souissi (divers taxons, Tunisie).

Table des matières

1.	Introduction	1
2.	Méthodologie pour l'élaboration du référentiel ENI en Méditerranée	1
3.	Année de référence	3
4.	Inventaire national ENI	4
5.	Prochaines étapes	8
6.	Références	9

1. Introduction

1 Les espèces non indigènes et envahissantes sont mondialement reconnues comme l'une des principales menaces pour la biodiversité, les écosystèmes et les services qu'elles fournissent (CDB, 2010 ; UE, 2011). Par conséquent, ils constituent l'un des éléments pris en considération lors de l'évaluation de la santé de l'environnement et de la formulation de stratégies de gestion pour atteindre et maintenir un bon état écologique (UE, 2008 ; PNUE/PAM, 2016). Dans le cadre du Programme de surveillance et d'évaluation intégrées de la mer Méditerranée (IMAP), les ENI sont traités avec l'indicateur commun 6 (IC6), qui évalue «les tendances de l'abondance, de l'occurrence temporelle et de la distribution spatiale des espèces non indigènes, en particulier les espèces non indigènes envahissantes, notamment dans les zones à risque (OE2, en relation avec les principaux vecteurs et voies de propagation de ces espèces) ». La mise en œuvre et l'harmonisation nationales de l'IMAP dans tous les pays méditerranéens nécessitent l'élaboration de plusieurs paramètres, parmi lesquels l'établissement d'une base de référence affinée et faisant autorité des ENI présents au niveau national et régional est fondamental comme point de départ pour toute évaluation ultérieure.

2 Le présent travail vise à collecter le matériel disponible sur la présence de ENI marines dans les pays méditerranéens sous la forme d'inventaires nationaux existants, à le combiner avec des informations nouvelles et à jour sur les nouveaux enregistrements d'espèces, la taxonomie et la biogéographie des espèces enregistrées, espèces et normes méthodologiques convenues, pour arriver à des niveaux de référence NIS affinés aux niveaux national et régional. L'aboutissement sera le résultat d'un processus de collaboration aux niveaux national et régional, impliquant un échange détaillé d'informations entre les experts désignés et la formation d'un consensus sur les listes finales, car celles-ci constitueront un outil pour la détermination des seuils pour l'IC6 et auront implications de gestion pour les Parties contractantes.

2. Méthodologie pour l'élaboration du référentiel ENI en Méditerranée

Inventaire national Inventories – registre d'espèces

3 Le SPA/RAC a demandé aux Parties contractantes de désigner un (des) expert (s) national (aux) sur les ENI qui seront chargés de l'élaboration de la liste nationale des ENI. Des experts nationaux désignés ont échangé des informations et ont accepté d'utiliser un modèle, utilisé par les États membres de l'UE dans le cadre de la MSFD. Les listes nationales reçues de la plupart des Parties contractantes sont détaillées ci-après.

4 Les inventaires nationaux des pays méditerranéens de l'UE soumis au JRC en janvier 2021 aux fins du cycle d'évaluation 2012-2017, ont été mis à disposition et ont constitué le point de départ du processus de révision de ces 8 pays. Celles-ci comprenaient des données jusqu'en 2017 et ont été mises à jour avec des données rassemblées jusqu'en 2020, sur la base des principales revues nationales / régionales (Zenetos et al., 2017 et Zenetos & Galanidi, 2020 pour l'ensemble de la Méditerranée, Katsanevakis et al. documents non publiés, Servello

et al., 2019 pour l'Italie, Zenetos et al., 2020 pour la Grèce et publications des enregistrements individuels pour la Croatie, Chypre, la France, Malte, la Slovénie, l'Espagne). Pour le reste des pays méditerranéens, des inventaires nationaux des ENI ont été fournis par des experts nationaux à la demande du SPA/RAC, pour l'Albanie, l'Algérie, l'Égypte, Israël, le Liban, la Libye, le Maroc, la Tunisie et la Turquie. Pour les quelques Parties contractantes qui n'avaient pas soumis d'inventaires nationaux (voir le tableau 1 à la section 4), des bases de référence nationales ont été créées à partir de la littérature avec des données extraites de la base de données hors ligne du HCMR.

5 Des révisions de ces inventaires ont été effectuées en fonction de la littérature et des listes de contrôle récemment publiées, par ex. Algérie : Grimes et al., 2018 ; Libye : Shakman et al., 2019 ; Israël : Galil et al. 2020 ; Tunisie : Ounifi-Ben Amor et al., 2016; Liban : Bitar et al., 2017 plantes marines, Bariche et al., 2020 poissons ; Turquie : série de publications sur la faune et la flore marines turques en 2014, Turan et al., 2018 pour les poissons, Çinar et al., 2021 pour la mise à jour complète la plus récente; Monténégro: Petović et al., 2019 et / ou Pešić et al., 2020; Égypte : examens par groupe taxonomique, par ex. Zakaria, 2015 pour le zooplancton, Akel & Karachle, 2017 pour les poissons; Halim et Abdel Messeih, 2016 pour les ascidies; Syrie: Ammar, 2019 pour le zoobenthos, Ali, 2018 pour les poissons et publications individuelles.

6 Des enregistrements supplémentaires ont été recherchés dans les bases de données mondiales sur la biodiversité, à savoir le Global Biodiversity Information Facility (GBIF) et le Ocean Biodiversity Information System (OBIS), le cas échéant, et validés par des communications personnelles avec des experts locaux et taxonomiques si nécessaire.

Groupes taxonomiques

7 Les espèces de plancton unicellulaire n'ont pas été incluses dans les inventaires, car la plupart des listes de contrôle récentes sur les ENI méditerranéens les ont exclues (Zenetos et al., 2017; Galil et al, 2018) car leur origine est douteuse et sujette à des révisions. Dans des cas exceptionnels, ils seront répertoriés (au cas par cas).

8 Les parasites, d'autre part, ont été inclus conformément aux dernières recommandations (UNEP/MED WG.500/7 - Zenetos, 2021) et à la littérature récente (au niveau du bassin, voir Zenetos et al., 2008 et au niveau des pays, par exemple en Libye : Shakman et al., 2019 ; Tunisie : Ounifi-Ben Amor et al., 2016 ; Israël : Galil et al., 2020).

Autres critères d'évaluation

9 La préparation des inventaires de base doit prendre en compte les critères d'évaluation concernant le statut alien et le succès de l'établissement ainsi que la voie d'introduction (Tsiamis et al., 2021, UNEP / MED WG. 500/7). Chaque entrée d'espèce est suivie de deux classifications, à savoir le statut alien et le succès de l'établissement.

10 Le succès de l'établissement de chaque espèce est rapporté comme :

- Établi: Espèce avec > 2 enregistrements répartis dans l'espace et le temps, indiquant des populations autosuffisantes, selon la littérature récente. Comprend les espèces établies localement.
- Occasionnel: espèce avec 1 ou 2 enregistrements de spécimens vivants.
- Invasive: Espèce présentant des preuves de populations importantes, de propagation extensive et d'impacts sur la biodiversité et les services écosystémiques.
- Inconnu: Espèce avec 1 ou 2 enregistrements de spécimens vivants après 2010, où les retards de déclaration peuvent masquer leur véritable statut d'établissement.
- Exclus: enregistrements d'espèces basés sur des animaux non vivants (s'applique principalement aux mollusques) et enregistrements d'espèces non signalées à l'état sauvage (par exemple, polychaeta, bryozoaires trouvés uniquement sur les coques de navires).

11 Le statut alien est rapporté comme :

- Alien: espèce avec des preuves claires de leur origine non indigène et une forte indication d'un mode d'introduction anthropique.
- Partiellement indigène : c'est-à-dire les espèces qui sont indigènes dans un pays méditerranéen alors qu'elles sont non indigènes dans d'autres pays méditerranéens.
- Cryptogène, c'est-à-dire les espèces qui ne peuvent pas être classées comme indigènes ou non indigènes dans une région particulière.
- Expansion de l'aire de répartition : c'est-à-dire les espèces qui peuvent avoir pénétré en Méditerranée grâce à l'expansion de l'aire de répartition naturelle.
- Crypto-expansion: espèces avec quelques preuves de leur statut non indigène mais avec une incertitude due au mode d'introduction peu clair à partir de l'aire de répartition indigène (propagation naturelle vs médiée par l'homme).
- Susceptible : espèces avec des informations insuffisantes (par exemple, aucun bon ou description fournie) ou avec une identification incertaine. Les complexes d'espèces entrent également dans cette catégorie. Les espèces douteuses seront signalées dans une annexe / feuille de travail distincte dans la base de référence régionale finale (d'après Tsiamis et al., 2019).

12 Les espèces indigènes et en expansion ont été exclues des inventaires pendant le processus de validation.

Échelles géographiques

13 Suite à la compilation des inventaires nationaux, la base de référence régionale sera élaborée et soumise à la fois au niveau pan-méditerranéen et au niveau sous-régional (4 sous-régions marines, selon l'EcAp / IMAP et la MSFD, c'est-à-dire la Méditerranée orientale, Méditerranée centrale, mer Adriatique et Méditerranée occidentale). Le succès de l'établissement sera également déterminé à ces échelles.

3. Année de référence

14 L'année de référence pour le référentiel a été choisie en fonction de deux paramètres. Le premier est lié aux tendances des nouvelles introductions d'espèces non indigènes en

Méditerranée, comme le révèle l'analyse préliminaire des données pertinentes dans des publications récentes [par exemple, Algérie (Grimes et al., 2018; Bensari et al., 2020; Bakalem et al., 2020, Libye (Shakman et al., 2019); Monténégro (Petović et al., 2019; Pešić et al., 2020); Israël (Galil et al., 2020)] et la base de données HCMR (PNUE / MED WG.500 / 7; Zenetos & Galanidi, 2021). Le second est motivé par la nécessité de s'harmoniser avec le calendrier des travaux similaires menés aux fins de la MSFD. Les tendances des introductions de nouveaux ENI marins entre 1950 et 2019 sont constantes. Augmentant dans toute la Méditerranée et, dans de nombreux pays, cela est le résultat d'un effort scientifique accru, donc l'année de référence devrait être l'année de référence la plus récente. Suite à l'évaluation et à l'établissement de rapports sur des périodes de 6 ans déjà établies pour les pays de l'UE dans le cadre de la MSFD, où la prochaine évaluation couvrira la période 2018-2023, il est recommandé que l'année de référence pour fixer les niveaux de référence nationaux des NEI pour la Méditerranée soit 2017.

15 Néanmoins, des inventaires nationaux, ainsi que les ensembles de données régionaux et sous-régionaux ont été préparés et seront soumis avec des données jusqu'en 2020, c'est-à-dire des espèces détectées jusqu'en décembre 2020 et publiées jusqu'en avril 2021. Cela facilite la mise à jour des plateformes régionales (c'est-à-dire MAMIAS et EASIN) avec les informations les plus à jour et permet la publication d'un travail véritablement faisant autorité sur l'état actuel des ENI marins en Méditerranée. En outre, il contribue au travail continu nécessaire pour mener à bien la prochaine évaluation de la situation (2023) dans le cadre de l'IMAP, ainsi que des rapports pour la MSFD pour le sous-ensemble des pays méditerranéens de l'UE.

4. Inventaires nationaux des NEI

16 Des inventaires nationaux d'espèces non indigènes sont fournis pour 19 pays méditerranéens. Ceux-ci sont répertoriés dans le tableau 1, avec la source de données d'origine et l'état du processus de validation. Au 13 mai, 12 pays avaient retourné et validé les feuilles de calcul révisées. 9 inventaires sont finalisés, 3 sont en cours, avec une communication continue avec les experts nationaux, tandis que 6 inventaires nationaux sont toujours en attente de validation, en attente d'une mise à jour de l'état par les experts nationaux responsables.

Tableau 1. État des révisions des inventaires nationaux des ENI (tableau mis à jour au 10 mai 2021)

Pays	Révision	Validation
Albanie (AL)	Oui	Oui
Algérie (DZ)	Oui	Oui
Bosnie-Herzégovine	Non	Non disponible
Croatie (HR)	Oui	En attente
Chypre (CY)	Oui	Oui
Egypte (EG)	Oui	En attente
France (FR)	Oui	En cours
Grèce (GR)	Oui	Yes
Italie (IT)	Oui	En cours

Israël (IL)	Oui	En attente
Liban (LB)	Oui	Oui
Libye (LY)	Oui	Oui
Malte (MT)	Oui	Oui
Monaco	NA	Oui
Monténégro (ME)	Non	Oui
Maroc (MA)	Oui	Oui
Slovénie (SI)	Oui	En cours
Espagne (ES)	Oui	En cours
Syrie (SY)	Non	Non disponible
Tunisie (TN)	AZ/MG	En attente
Turquie (TR)	Non	En cours

17 Les principaux changements pertinents pour tous les pays comprennent :

La mise à jour de toutes les listes avec les enregistrements d'espèces détectés jusqu'en décembre 2020, publiés jusqu'en avril 2021.

- ✓ L'ajout de Foraminifera suite à Stulpinaite et al., 2020.
- ✓ La révision d'Isopoda suite à Castello et al., 2020.
- ✓ La révision de Polychaeta suite à Zenetos et al., 2017 et Langeneck et al., 2020.
- ✓ La révision des macroalgues basée sur Verlaque et al., 2015.
- ✓ La révision de Mollusca basée sur Albano et al., 2021.
- ✓ Suppression des enregistrements de mollusques basés exclusivement sur des coquilles vides, par exemple, des enregistrements uniques de:
 - *Canarium mutabile*, *Cerithium nesioticum*, *Conus arenatus arenatus* d'Israël (en communication personnelle avec H. Mienis, l'enquêteur qui les a signalés).
 - *Anadara broughtonii* de Turquie (basé sur la communication personnelle avec S. Albayrak).
 - *Doxander vittatus* de Turquie.
- ✓ Suppression des enregistrements qui ne sont pas dans la nature. par exemple,
 - Le polychète *Hydroides albiceps* (Grube, 1870) de coque de navire uniquement (France-Zibrowius, 1979)
 - La bryozoaire *Celleporaria pilaefera* (Canu & Bassler, 1929) observée une fois sur des paniers à huîtres et des cages au large de Malte (Agius et al., 1977).
 - Les mollusques *Hyotissa hyotis*, *Planostrea pestigris*, enregistrés à partir d'une plate-forme gazière en Israël remorquée depuis l'Australie (Mienis, 2004).
- ✓ Suppression des enregistrements qui sont récemment largement acceptés comme cryptogènes, par exemple le crabe de pulvérisation agile *Percnon gibbesii*.
- ✓ Insertion d'une nouvelle catégorie pour le statut alien, à savoir la crypto-expansion, c'est-à-dire les espèces sans preuve définitive de leur statut indigène ou non indigène en raison d'un mode d'introduction peu clair à partir de l'aire de répartition indigène (propagation naturelle ou médiée par l'homme). Le terme correspond aux meilleures espèces d'origine atlantique avec une distribution disjointe.

18 Pour les pays de l'UE, les listes de référence de Tsiamis et al. (2021) jusqu'en 2017 ont été mises à jour pour inclure les enregistrements récents ainsi que les parasites.

19 La nomenclature a été révisée pour les espèces listées au tableau 2 suivant WoRMS.

Tableau 2. Espèces dont la nomenclature a été récemment révisée et où elles ont été rencontrées

Ancien nom	Nom validé	Pays
<i>Chelidonura fulvipunctata</i>	<i>Biuve fulvipunctata</i>	IL, TR
<i>Flabellina rubrolineata</i>	<i>Coryphellina rubrolineata</i>	IL, TR
<i>Hippocampus fuscus</i>	<i>Hippocampus kuda</i>	IL
<i>Melicertus hathor</i>	<i>Penaeus hathor</i>	IL
<i>Musculista perfragilis</i>	<i>Arcuatula perfragilis</i>	IL
<i>Pillucina vietnamica</i>	<i>Rugalucina angela</i>	IL
<i>Erosaria turdus</i> (Lamarck, 1810)	<i>Naria turdus</i> (Lamarck, 1810)	TN, LY
<i>Polysiphonia fucoides</i> (Hudson) Greville	<i>Vertebrata fucoides</i> (Hudson) Kuntze, 1891	TN
<i>Hamimaera hamigera</i> (Haswell, 1879)	<i>Linguimaera caesaris</i> Krapp-Schickel, 2003	TN, LY, DZ, TR
<i>Haminoea cyanomarginata</i> Heller & Thompson, 1983	<i>Lamprohaminoea ovalis</i> (Pease, 1868)	LY, ES, CY, TR
<i>Apoglossum gregarium</i>	<i>Phrix spatulata</i>	ES, IT
<i>Gonioinfradens paucidentatus</i>	<i>Gonioinfradens giardi</i>	CY, TR
<i>Grateloupia lanceolata</i>	<i>Pachymeniopsis lanceolata</i>	IT
<i>Garveia franciscana</i>	<i>Calyptospadix cerulea</i> Clarke, 1882	IT
<i>Synagrops japonicus</i> (Döderlein, 1883)	<i>Acropoma japonicum</i> Günther, 1859	IT
<i>Parviturbo dibellai</i>	<i>Conradia eutornisca</i>	TR
<i>Pyrgulina maiae</i>	<i>Pyrgulina pupaeformis</i>	TR
<i>Miliolinella fichteliana</i>	<i>Triloculina fichteliana</i>	TR, GR
<i>Sillago sihama</i> (Forsskal, 1775)	<i>Sillago suzensis</i>	EG

20 Un certain nombre de divergences concernant le statut alien de certaines espèces cryptogènes et / ou douteuses sont survenues en raison des divergences d'opinions des experts. Ceux-ci doivent être discutés et résolus, de préférence au niveau pan-méditerranéen, au fur et à mesure que le processus de validation se poursuit. Quelques exemples incluent:

- Les polychètes *Metasychis gotoi* (Izuka, 1902) et *Neopseudocapitella brasiliensis* Rullier & Amoureux, qui sont considérés comme cryptogènes dans le catalogue JRC le plus récemment mis à jour (présent en Italie, en Espagne et à Chypre - voir Tsiamis et al., 2021) mais sont acceptés comme espèces exotiques en Turquie (Çinar et al., 2021). Dans les travaux actuels, ils ont été retenus comme douteux, à la suite de Langeneck et al. (2020) et Eduardo López (comm. Pers.).
- Groupes taxonomiques pour lesquels des révisions récentes indiquent d'éventuelles erreurs d'identification ou des doutes sur l'origine extraterrestre de certaines espèces. Tel est le cas par exemple pour Foraminifera, où ce travail fait suite à la révision de Stulpinaite et al (2020), qui n'est que partiellement acceptée par Çinar et al. (2021). En

conséquence, il existe un grand nombre de divergences concernant les espèces de foraminifères. De même, les travaux de Schuchert (2007, 2009, 2010) mettent en évidence notre faible connaissance de la distribution mondiale des espèces d'hydrozoaires et indiquent un certain nombre de fausses identifications possibles pour les enregistrements méditerranéens. D'autres auteurs acceptent cependant comme étrangers certains de ces documents et d'autres, insuffisamment documentés (par exemple, voir Gravili et al., 2013).

- Espèce nouvellement décrite avec la Méditerranée comme localité type. Cela se produit généralement dans les groupes taxonomiques qui sont généralement mal étudiés et qui ont vu une augmentation récente de la collection de nouveau matériel et de la découverte de nouvelles espèces. Par exemple, plusieurs nouvelles espèces de Porifera ont été récemment décrites en Méditerranée orientale (Vacelet et al., 2007; Idan et al., 2021), parmi lesquelles seuls *Niphates toxifera* Vacelet, Bitar, Carteron, Zibrowius & Pérez, 2007 ont été mis en évidence comme possible migrant lessepsien par Vacelet et al. (2007). Néanmoins, l'espèce n'a pas été incluse dans les inventaires nationaux du Liban ou d'Israël, où elle a également été enregistrée (Idan et al., 2018), mais est incluse en tant qu'étranger dans l'inventaire turc (Çinar et al., 2021; voir aussi Evcen et al., 2020).

Suivant les critères de Chapman & Carlton (1991), le manque de relevés antérieurs à l'échelle du bassin, les occurrences mentionnées dans des zones confinées telles que les lagunes et les ports, les capacités particulièrement faibles de propagation active ou passive par des moyens naturels du genre, et sa probabilité origine évolutive exotique, soutiennent cumulativement l'hypothèse d'une introduction à médiation humaine. D'autre part, les études génétiques du matériel mondial, lorsqu'elles sont disponibles, peuvent être le seul moyen de vraiment déterminer les relations phylogénétiques et les origines des nouvelles espèces / populations (par exemple Belmaker et al., 2021 pour une hypothèse intéressante sur *Brachidontes rodriguezii* (d'Orbigny, 1842)).

21 De plus, aucune modification n'a été apportée à la colonne des filières lorsqu'elle a été fournie. Une espèce peut être introduite par différentes voies dans différentes zones, et c'est à chaque pays de la compléter.

22 Nous avons évité de modifier le succès de l'établissement des espèces au niveau national, même lorsqu'il y avait des différences avec les données fournies. Nous supposons que les pays disposent d'informations potentiellement meilleures et plus diversifiées sur le statut d'établissement des ENI dans leurs eaux côtières.

23 Contrairement aux données de référence du JRC pour les pays de l'UE, qui ne couvrent que partiellement les espèces cryptogènes, une liste complète des espèces cryptogènes est incluse pour chaque pays méditerranéen, comme recommandé par le document sur les critères d'évaluation (UNEP/MED WG.500/7 ; Zenetos & Galanidi, 2021), pour référence future et pour utilisation dans MAMIAS et EASIN. Cela augmente la contribution des travaux en cours aux bases de données nationales et méditerranéennes /

européennes. L'autre contribution importante est le nombre important de mises à jour des données de référence du JRC 2017, qui seront utilisées dans le cadre de la MSFD pour fixer des seuils pour les indicateurs du D2 et effectuer les évaluations de l'état pour la période d'évaluation 2018-2023.

5. Prochaines étapes

24. Étape 1. Finalisation des inventaires nationaux restants. Les inventaires de l'Espagne, de la Turquie et de la Slovénie sont actuellement en cours, avec des discussions en cours avec les experts nationaux pour clarifier les différences et les changements apportés. Il est prévu que ces 3 pays seront finalisés d'ici la fin du mois de mai, en fonction de la disponibilité des experts nationaux. Les mêmes étapes seront suivies pour les inventaires de la Croatie, de l'Égypte, de l'Italie, d'Israël et de la Tunisie, qui sont en train de valider les feuilles de calcul révisées. Le calendrier d'achèvement est difficile à prévoir car il est important de parvenir à un consensus sur les changements mis en œuvre, avec échange détaillé d'informations entre experts nationaux et régionaux. Néanmoins, la date limite convenue du 15 juillet pour la soumission de la base de référence régionale finale devrait être respectée.

25. Étape 2. Les enregistrements d'espèces non indigènes étant publiés en permanence dans la littérature, des ajouts ont été apportés après la validation des inventaires nationaux. Ce processus se poursuivra jusqu'à ce que le niveau de référence régional final soit soumis et considéré comme clos, de sorte que tout ajout d'espèce sera partagé avec des experts nationaux. Actuellement, ces espèces sont:

Synanceia verrucosa - Chypre en 2020: Akbora et al., 2021

Terapon puta - Turquie en 2020: Manasırılı & Mavruk, 2021

Pterois miles - Albanie en 2019: Di Martino & Stancanelli, 2021

Nouveau NIS pour la Méditerranée: *Sargocentron spinosissimum* et *Sargocentron tiereoides* - Égypte: Deef, 2021

26. Étape 3. Compilation des données de base sous-régionales et régionales. Une fois tous les inventaires nationaux terminés, les données seront agrégées à deux niveaux, le niveau de subdivision EcAp et le niveau pan-méditerranéen. L'année de la première détection et le succès de l'établissement de chaque espèce seront ajustés en conséquence. En ce qui concerne la voie d'introduction, aux niveaux régional et sous-régional, les voies seront attribuées en fonction des moyens les plus probables d'introduction primaire du premier enregistrement dans la région / chaque sous-région respectivement.

27. La feuille de calcul finalisée contiendra les informations suivantes: nom de l'espèce et autorité, classification taxonomique (royaume, phylum, classe, ordre, famille), origine, année de première détection, pays de première détection, citation du premier enregistrement, statut d'alien, dans l'ensemble succès de l'établissement en Méditerranée, voie principale d'introduction. Des feuilles de calcul séparées seront préparées avec des informations similaires pour chaque subdivision EcAp. Le succès de l'établissement des espèces enregistrées n'est pas inclus dans les fichiers de données supplémentaires de Tsiamis et al. (2021) pour les rapports D2 des États membres de l'UE, il sera toutefois inclus dans la base de

référence méditerranéenne car il offre des informations précieuses qui peuvent éclairer la mise en œuvre de l'IC6. Toute différence non résolue en ce qui concerne le statut alien des espèces ou la validité de registres spécifiques sera explicitement présentée. Un rapport accompagnera la base de référence finale, contenant des statistiques descriptives à différentes échelles géographiques et détaillant les principaux changements apportés au cours du processus de validation.

6. Références

- Agius, C., Schembri, P.J. & Jaccarini, V., (1977). A preliminary report on organisms fouling oyster cultures in Malta (Central Mediterranean). *Memorie di Biologia Marina e di Oceanografia n.ser, 7*, 51-59.
- Akbora, H. D., Çiçek, B. A., & Ayas, D., 2021. The first record of *Synanceia verrucosa* Bloch & Schneider, 1801 and *Pagrus auriga* Valenciennes, 1843 from Cyprus. *J. Black Sea/Mediterranean Environment*, 27(1), 109-116.
- Akel, E. H., & Karachle, P. K. (2017). The marine ichthyofauna of Egypt. *Egyptian Journal of Aquatic Biology and Fisheries*, 21(3), 81-116.
- Albano, P. G., Steger, J., Bakker, P. A., Bogi, C., Bošnjak, M., Guy-Haim, T., ... & Sabelli, B. (2021). Numerous new records of tropical non-indigenous species in the Eastern Mediterranean highlight the challenges of their recognition and identification. *ZooKeys*, 1010, 1–95.
- Ali, M. (2018). An updated Checklist of Marine fishes from Syria with an emphasis on alien species. *Mediterranean Marine Science*, 19(2), 388-393.
- Ammar, I. (2019). Updated list of alien macrozoobenthic species along the Syrian coast. *International Journal of Aquatic Biology*, 7(4), 180-194.
- Bakalem, A., Gillet, P., Pezy, J., & Dauvin, J. (2020). Inventory and the biogeographical affinities of Annelida Polychaeta in the Algerian coastline (Western Mediterranean). *Mediterranean Marine Science*, 21(1), 157-182.
- Bariche, M. & Fricke, R. (2020). The marine ichthyofauna of Lebanon: An annotated checklist, history, biogeography and conservation status. *Zootaxa*, 4775(1), 001–157.
- Belmaker, J., Abelson, A., Haddas-Sasson, M., Yamaguchi, N., Shefer, S., Geffen, E. (2021) Potential Pitfalls in the Definition of Lessepsian Migrants: The Case of Brachidontes. In: Jawad L.A. (eds) *The Arabian Seas: Biodiversity, Environmental Challenges and Conservation Measures*. Springer, Cham
- Bensari, B., Bahbah, L., Lounaouci, A., Eddina Fahci, S., Bouda, A., & Islam Bachari, N. (2020). First records of non-indigenous species in port of Arzew (Algeria: southwestern Mediterranean). *Mediterranean Marine Science*, 21(2), 393-399.
- Bitar, G., Ramos-Esplá, A., Ocaña, O., Sghaier, Y., Forcada, A., Valle, C., El Shaer, H., & Verlaque, M. (2017). Introduced marine macroflora of Lebanon and its distribution on the Levantine coast. *Mediterranean Marine Science*, 18(1), 138-155.
- Castelló, J., Bitar, G., & Zibrowius, H. (2020). Isopoda (crustacea) from the Levantine Sea with comments on the biogeography of Mediterranean isopods. *Mediterranean Marine Science*, 19, 308–39.

CBD (Convention on Biological Diversity) (2010). Conference of the parties, decision X/2: strategic plan for biodiversity 2011–2020 and the Aichi Biodiversity Targets. Tenth meeting, Nagoya, Japan, 18-29 October 2010.

Çınar ME, Bilecenoğlu M, Yokeş MB, Öztürk B, Taşkın E, Bakır K, et al. (2021) Current status (as of end of 2020) of marine alien species in Turkey. *PLoS ONE*, 16(5): e0251086

Deef, L.E.M. (2021) First record of two squirrelfishes, *Sargocentron spinosissimum* and *Sargocentron tiereoides* (Actinopterygii, Beryciformes, Holocentridae) from the Egyptian Mediterranean coast. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 51(1), 107–112.

Di Martino, V., & Stancanelli, B., 2021. The alien lionfish, *Pterois miles* (Bennett, 1828), enters the Adriatic Sea, Central Mediterranean Sea. *J. Black Sea/Mediterranean Environment*, 27 (1), 104-108.

EU (2011). Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020: Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the Economic and Social Committee and the Committee of the Regions.

EU (2008). Directive 2008/ 56/EC of the European Parliament and the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive). Official Journal of the European Union L 164 (19) (22 pp).

Evcen, A., Gözcelioğlu, B., & Çınar, M. E. (2020). *Niphates toxifera* (Porifera, Demospongiae), a possible Lessepsian species now colonizing the coast of Turkey. *J. Black Sea/Mediterranean Environment*, 26(3), 286-293.

Galil, B. S., Marchini, A., & Occhipinti-Ambrogi, A. (2018). East is east and West is west? Management of marine bioinvasions in the Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 201, 7-16.

Galil, B. S., Mienis, H. K., Hoffman, R., & Goren, M. (2020). Non-indigenous species along the Israeli Mediterranean coast: tally, policy, outlook. *Hydrobiologia*, 848, 2011–2029.

Gravili, C., Di Camillo, C.G., Piraino, S., & Boero, F. (2013) Hydrozoan species richness in the Mediterranean Sea: past and present. *Marine Ecology*, 34(Suppl 1), 41–62.

Grimes, S., Benabdi, M., Babali, N., Refes, W., Boudjellal-Kaidi, N., & Seridi, H. (2018). Biodiversity changes along the Algerian coast (Southwest Mediterranean basin): from 1834 to 2017: A first assessment of introduced species. *Mediterranean Marine Science*, 19(1), 156-179.

Halim, Y., Abdel Messeih, M. (2016). Aliens in Egyptian waters. A checklist of ascidians of the Suez Canal and the adjacent Mediterranean waters. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, 42(4), 449-457.

Idan, T., Shefer, S., Feldstein, T., Yahar, R., Huchon, D., & Ilan, M. (2018). Shedding light on an East Mediterranean mesophotic sponge ground community and the regional sponge fauna. *Mediterranean Marine Science*, 19(1), 84-106.

Idan, T., Shefer, S., Feldstein, T., & Ilan, M. (2021). New discoveries in Eastern Mediterranean mesophotic sponge grounds: updated checklist and description of three novel sponge species. *Mediterranean Marine Science*, 22(2), 270-284.

Katsanevakis, S., Poursanidis, D., Hoffman, R., Rizgalla, J., Rothman, S.B-S. et al. (2020). Unpublished Mediterranean records of marine alien and cryptogenic species. *Bioinvasions Records*, 9, 165-182.

- Langeneck, J., Lezzi, M., Del Pasqua, M., Musco, L., Gambi, M., Castelli A., & Giangrande, A. (2020). Non-indigenous polychaetes along the coasts of Italy: a critical review. *Mediterranean Marine Science*, 21(2), 238–75
- Manasırlı, M., & Mavruk, S. 2021. First record of small scaled terapon, *Terapon puta* Cuvier, 1829, in Turkey. *J. Black Sea/Mediterranean Environment* 27(1), 98-103.
- Mienis, H. K. (2004). New data concerning the presence of Lessepsian and other Indo-Pacific migrants among the molluscs in the Mediterranean Sea with emphasis on the situation in Israel. pp. 117-131. In: B.Öztürk & A.Salman (eds.). 1st National Malacology Congress 1-3 September 2004, Izmir- TURKEY.
- Ounifi- Ben Amor, K., Rifi, M., Ghanem, R., Draeif, I., Zaouali, J., & Ben Souissi, J. (2016). Update of alien fauna and new records from Tunisian marine waters. *Mediterranean Marine Science*, 17(1), 124-143.
- Pešić A., Marković O., Joksimović A., Četković I., Jevremović A. (2020). Invasive Marine Species in Montenegro Sea Waters. In: The Handbook of Environmental Chemistry. Springer, Berlin, Heidelberg.
- Petović, S., Marković, O., & Đurović, M. (2019). Inventory of non-indigenous and cryptogenic marine benthic species of the south-east Adriatic Sea, Montenegro. *Acta Zoologica Bulgarica*, 71(1), 47-52.
- Schuchert, P. (2007) The European athecate hydroids and their medusae (Hydrozoa, Cnidaria): Filifera Part 2. *Revue Suisse de Zoologie*, 114, 195–396.
- Schuchert, P. (2009) The European athecate hydroids and their medusae (Hydrozoa, Cnidaria): Filifera Part 5. *Revue Suisse de Zoologie*, 116, 441–507.
- Schuchert, P. (2010) The European athecate hydroids and their medusae (Hydrozoa, Cnidaria): Capitata Part 2. *Revue Suisse de Zoologie*, 117, 337–555.
- Servello, G., Andaloro, F., Azzurro, E., Castriota, L., Catra, M., Chiarore, A., ... & Zenetos, A. (2019). Marine alien species in Italy: A contribution to the implementation of descriptor D2 of the marine strategy framework directive. *Mediterranean Marine Science*, 20(1), 1-48.
- Shakman, E., Eteayb, K., Taboni, I., & Abdalha, A. B. (2019). Status of marine alien species along the Libyan coast. *Journal of the Black Sea/Mediterranean Environment*, 25(2), 188-209.
- Stulpinaite, R., Hyams-Kaphzan, O., & Langer, M. (2020). Alien and cryptogenic Foraminifera in the Mediterranean Sea: A revision of taxa as part of the EU 2020 Marine Strategy Framework Directive. *Mediterranean Marine Science*, 21(3), 719-758.
- Tsiamis K, Palialexis A, Connor D, Antoniadis S, Bartilotti C, Bartolo G.A, et al., (2021). Marine Strategy Framework Directive- Descriptor 2, Non-Indigenous Species, Delivering solid recommendations for setting threshold values for non-indigenous species pressure on European seas. Publications Office of the European Union, Luxembourg; 2021.
- Tsiamis, K. (2020). Is the trend in new introductions of marine non-indigenous species a reliable criterion for assessing good environmental status? The case study of Greece. *Mediterranean Marine Science*, 21(3), 775-793.
- Tsiamis, K., Palialexis, A., Stefanova, K., Gladan, Ž. N., Skejić, S., Despalatović, M., ... & Cardoso, A. C. (2019). Non-indigenous species refined national baseline inventories: A synthesis in the context

of the European Union's Marine Strategy Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, 145, 429-435.

Turan, C , Gürlek, M , Başusta, N , Uyan, A , Doğdu, S , Karan, S. (2018). A Checklist of the Non-indigenous Fishes in Turkish Marine Waters. *Natural and Engineering Sciences*, 3(3), 333-358.

UNEP/MAP (2016). Decision IG.22/7 - Integrated Monitoring and Assessment Programme (IMAP) of the Mediterranean Sea and Coast and Related Assessment Criteria. COP19, Athens, Greece. United Nations Environment Programme, Mediterranean Action Plan, Athens.

UNEP/MED WG.500/7 (2021). Monitoring and Assessment Scales, Assessment Criteria and Thresholds Values for the IMAP Common Indicator 6 related to non-indigenous species. Report prepared by Zenetos, A., & Galanidi, M.

Vacelet, J., Bitar, G., Carteron, S., Zibrowius, H., & Perez, T. (2007). Five new sponge species (Porifera: Demospongiae) of subtropical or tropical affinities from the coast of Lebanon (eastern Mediterranean). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 87, 1539-1552.

Verlaque, M, Ruitton, S., Mineur, F., & Boudouresque, C. F. (2015). CIESM Atlas of Exotic Species in the Mediterranean, Vol. 4 Macrophytes [F. Briand ed.]. 364 pages. CIESM Publishers, Monaco.

Zakaria, H.Y. (2015). Article Review: Lessepsian migration of zooplankton through Suez Canal and its impact on ecological system. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, 41(2), 129-144.

Zenetos, A., & Galanidi, M. (2020). Mediterranean non indigenous species at the start of the 2020s: recent changes. *Marine Biodiversity Records*, 13(1), 1-17.

Zenetos, A., Meriç, E., Verlaque, M., Galli, P., Boudouresque, C. F., Giangrande, A., ... & Bilecenoglu, M. (2008). Additions to the annotated list of marine alien biota in the Mediterranean with special emphasis on Foraminifera and Parasites. *Mediterranean Marine Science*, 9(1), 119-166.

Zenetos, A., Çınar, M. E., Crocetta, F., Golani, D., Rosso, A., Servello, G., ... & Verlaque, M. (2017). Uncertainties and validation of alien species catalogues: The Mediterranean as an example. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 191, 171-187.

Zenetos, A., Karachle, P., Corsini-Foka, M., Gerovasileiou, V., Simboura, N., Xentidis, N., & Tsiamis, K. (2020). Is the trend in new introductions of marine non-indigenous species a reliable criterion for assessing good environmental status? The case study of Greece. *Mediterranean Marine Science*, 21(3), 775-793.

Zibrowius, H., 1979. Serpulidae (Annelida: Polychaeta) de l'océan Indien arrivés sur des coques de bateaux à Toulon (France). *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, 25/26, 133-134.