



NATIONS
UNIES

EP

UNEP(DEPI)/MED WG.421/Inf.9



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

PNUE

11 septembre 2015
Français
Original: Anglais

Réunion des points focaux du PAM

Athènes, Grèce, 13-16 octobre 2015

**Point à l'ordre 5.7: Projet de décision sur la Surveillance intégrée et le Programme d'évaluation (SIPE)
de la mer Méditerranée et de son littoral et critères d'évaluation associés**

Programme de surveillance et d'évaluation intégrées

Pour des raisons d'économie, ce document est imprimé en nombre limité et ne sera pas distribué pendant la réunion. Les délégués sont priés de se munir de leur copie et de ne pas demander de copies supplémentaires.



**NATIONS
UNIES**

EP

UNEP(DEPI)/MED WG.420/4



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

6 Septembre 2015
Français
Original : Anglais

5^{ème} Réunion du Groupe de Coordination de l'Approche Écosystémique (EcAp)

Rome, Italie, 14-15 septembre 2015

Point 3 de l'ordre du Jour : Projet de programme intégré de surveillance et d'évaluation

Projet intégré de suivi et d'évaluation d'orientation

Pour réduire l'impact environnemental et dans un souci d'économies financières, ce document est imprimé en nombre limité. Les délégués sont priés de se munir de leur copie et de ne pas demander de copies supplémentaires.

PNUE/PAM
Athènes, 2015

Note du Secrétariat

Conformément à la Décision IG. 21.3, tel qu'il a été convenu à la COP 18, il a été demandé au Secrétariat de préparer, « en coopération avec les composantes du PAM et les organisations partenaires compétente, à travers un processus participatif impliquant les Parties Contractantes et la communauté scientifique, une Orientation Méthodologique de Surveillance et d'Évaluation à examiner lors de la première réunion du Groupe de Coordination de l'EcAp en 2014 et un Projet intégré de surveillance et d'évaluation à présenter à la COP 19 pour adoption » .

Afin de respecter le délai prévu à la Décision IG. 21.3, le Groupe Intégré de Correspondance (Integrated CorGest) s'est réuni en février 2014, formulant des recommandations spécifiques pour un Programme Intégré de Surveillance à l'avenir et convenant d'une liste d'indicateurs communs qui constituerait la base du Programme Intégré de Surveillance et d'Évaluation.

Suite à cette étape-clé, les Groupes de Correspondance sur la Surveillance (CORMONs) ont entamé leur travail, afin de spécifier davantage les indicateurs communs, discuter des méthodologies et des paramètres y relatifs et, ainsi, constituer la substance même du Programme Intégré de Surveillance et d'Évaluation.

Les trois réunions CORMON ont eu lieu entre mai et juillet 2014, portant sur la Pollution et les Déchets ; les Paysages, les Écosystèmes côtiers et les Conditions Hydrographiques ; ainsi que la Biodiversité et la Pêche. Ces réunions apportent une orientation importante et enrichissent le Projet d'Orientation Intégré d'Évaluation et de Surveillance du Secrétariat.

Le 4^{ème} Groupe de Coordination de l'EcAp s'est réuni, suite à ces réunions spécifiques relatives à l'évaluation et à la surveillance, en octobre 2014, et a apporté des commentaires et des propositions supplémentaires, ainsi qu'une orientation politique sur le Projet d'Orientation Méthodologique Intégrée d'Évaluation et de Surveillance UNEP(DEPI)/MED WG.401/3). Il a mandaté des groupes d'experts informels en ligne, avec le leadership des Parties Contractantes volontaires, pour répondre aux questions de surveillance et d'évaluation soulevées, avec l'objectif général de respecter le délai accordé par la Décision de l'EcAp de la COP 18 et convenir d'un Programme Intégré de Surveillance et d'Évaluation à la COP 19.

Sur la base des résultats des réunions susmentionnées et des informations supplémentaires apportées par ces groupes de travail informels en ligne, le Secrétariat a préparé le document « les Principaux Éléments d'un Projet de Programme Intégré d'Évaluation et de Surveillance », qui a été discuté à une Réunion Intégrée CORMON, en avril 2015.

La Réunion Intégrée CORMON a apporté des informations supplémentaires utiles au développement du Projet de Programme Intégré de Surveillance et d'Évaluation et a mandaté les groupes de travail informels en ligne de poursuivre leur travail sur les spécificités de surveillance et d'évaluation, alors que le projet de programme est à soulever également lors des prochaines Réunions des Points Focaux (Réunions des Points Focaux de MED POL, REMPEC, CAR/ASP et PAP/CAR, qui se sont tenues entre mai et juillet 2015).

Ce Projet d'Orientation Intégrée de Surveillance et d'Évaluation se base sur tout le travail susmentionné au niveau d'experts, les informations et les objectifs prévus pour déterminer les spécificités de surveillance et d'évaluation des indicateurs communs convenus (y compris les critères d'évaluation, quand ils sont disponibles).

Ainsi, avec le Projet de Programme Intégré de Surveillance et d'Évaluation de la Mer et du Littoral de la Méditerranée et les Critères d'Évaluation y relatifs (UNEP(DEPI)/MED WG. 420/3, Projet de l'IMAP), il vise à établir les principes de la mise à jour des programmes nationaux de surveillance et d'évaluation déjà en place, suite aux indicateurs communs décidés.

Il dote également les Parties Contractantes de méthodologies, de techniques d'évaluation et de surveillance, de caractéristiques spécifiques, pour chaque indicateur commun, et analyse les questions-clés en suspens d'une manière intégrée également.

Il est vrai qu'il constituera une base commune pour le développement de programmes nationaux intégrés de surveillance et d'évaluation lors de la phase initiale de l'IMAP. Toutefois, il sera également développé davantage dans les prochains groupes CORMON afin de traiter les questions toujours en suspens à la lumière des développements scientifiques et méthodologiques supplémentaires et au vu des meilleures pratiques des Parties Contractantes.

I. INTRODUCTION DU PROJET DE PROGRAMME DE SURVEILLANCE ET D'ÉVALUATION DE LA MER MÉDITERRANÉE ET DU LITTORAL

1 Définition du contexte

La 15^e Conférence des Parties contractantes (**CdP15**) à la Convention de Barcelone (Almeria, Espagne, 2008) a décidé (en vertu de la Décision IG.17/5) d'appliquer, de manière progressive, l'approche écosystémique (**EcAp**) à la gestion des activités humaines qui affecteraient l'environnement marin et côtier de la Méditerranée pour la promotion du développement durable (PNUE/PAM, 2007).

La 17^e Conférence des Parties contractantes (CdP17, Paris, France, 2012) a confirmé l'importance accordée à l'EcAp dans la Méditerranée, tout en la considérant comme étant un principe directeur du travail global dans le cadre de la Convention de Barcelone. En outre, les Parties contractantes ont convenu, à cet égard, (en vertu de la Décision IG.20/4) des objectifs et d'une vision globale pour l'EcAp, s'articulant autour de objectifs écologiques, objectifs opérationnels et indicateurs objectifs pour la Méditerranée. Elles ont adopté le calendrier proposé pour mettre en exécution l'approche écosystémique jusqu'en 2019 et établi un processus d'examen cyclique de six ans de son application, dans le cadre du prochain cycle de l'EcAp couvrant 2016-2021 (PNUE/PAM, 2012).

Parmi les événements les plus récents, à la 18^e Réunion des Parties contractantes à la Convention de Barcelone (**CdP18**), des objectifs pour réaliser le BEE de la Mer Méditerranée et de sa zone côtière avec l'avènement de 2020 ont été adoptés. En outre, en vertu de la Décision IG. 21/3 (ladite "**Décision de la COP18 sur l'EcAp**"), les Parties contractantes ont également convenu de concevoir un Programme de surveillance et d'évaluation Intégré, d'ici la prochaine Réunion des parties contractantes (**CDP19**) et ont chargé le Secrétariat de mener une évaluation de l'état de l'environnement de la Méditerranée en 2017 (PNUE/PAM, 2013).

Un calendrier spécifique a été adopté dans le cadre de la Décision de la CdP18 sur l'EcAp, sur la manière de développer un Programme de surveillance et d'évaluation intégrées par la 19^e Réunion des Parties contractantes et sur la manière de le mettre en œuvre, à la suite de la structure des cycles EcAp sur six ans (avec un second cycle EcAp en Méditerranée pour 2016-2021) et en donnant une flexibilité et du temps supplémentaires pour le renforcement des capacités au cours de la phase initiale de mise en œuvre de Programme de surveillance et d'évaluation intégrées (IMAP) (2016-2019)

Afin de respecter les délais prévus dans la Décision de la CdP18 sur l'EcAp, un Groupe de correspondance intégrée (**Integrated EcAp CorGest**), s'est déroulé en février 2014 et a donné des recommandations spécifiques pour le Programme de surveillance et d'évaluation Intégré à l'avenir, a convenu d'une liste d'indicateurs communs, qui constitueront la base de la première phase du Programme de Surveillance et d'Évaluation Intégré (UNEP(DEPI)/MED WG.390/4). Les Groupes de correspondance spécifiques sur l'Évaluation (CORMONs) ont été constitués, avec l'objectif de spécifier davantage les indicateurs communs, discuter des méthodologies et des paramètres qui leur sont relatives et constituer, ainsi, la substance même du Programme de surveillance et d'évaluation Intégrées.

Trois réunions CORMON se sont déroulées entre mai et juillet 2014, sur la Pollution et les déchets marins, les Paysages et les Écosystèmes côtiers, les Conditions hydrographiques et la Biodiversité et la Pêche. Ces réunions ont apporté des indications et des contributions importantes concernant le projet d'Orientations intégrées sur la surveillance et l'évaluation (IMAP) du Secrétariat.

Le 4^e Groupe de coordination EcAp s'est déroulé en octobre 2014 et a apporté de nouveaux commentaires, suggestions et orientations politiques sur le projet de guidance méthodologique de surveillance et d'évaluation (UNEP(DEPI)/MED WG.401/3) et a demandé aux groupes d'experts

informels en ligne, avec le leadership des Parties contractantes volontaires, d'aborder les questions de surveillance et d'évaluation en suspens, afin d'être en mesure de respecter le calendrier de la Décision EcAp de la CdP 18 et de convenir d'un Programme de surveillance et d'évaluation intégrées lors de la CdP 19.

Une réunion du Groupe Intégré CORMON a eu lieu le 30 mars-1^{er} avril 2015, pour discuter davantage des questions de surveillance et d'évaluation en suspens des indicateurs communs convenus, formulant une recommandation concernant les principaux éléments du Projet de Programme de Surveillance et d'Evaluation Intégrées.

De plus, des groupes de travail informels en ligne ont été constitués sous le leadership des Parties Contractantes volontaires afin de traiter de certaines questions spécifiques techniques en suspens relatives aux spécificités de l'évaluation et de la surveillance de la Mer et de la Côte Méditerranéenne.

L'actuel Projet de Programme d'Evaluation et de Surveillance Intégrées (IMAP) a été développé sur la base des informations solides susmentionnées des Parties Contractantes, d'une manière coordonnée avec toutes les composantes du PNUE/PAM.

En outre, le projet d'Orientations intégrées sur la surveillance et l'évaluation (IMAP) s'appuie fortement sur les pratiques existantes et pertinentes en matière de surveillance et d'évaluation en Méditerranée et dans d'autres régions, telles que les pratiques existantes de surveillance au PNUE/PAM, avec l'importante expérience du PNUE/PAM MED POL en ce qui concerne la pollution, l'expérience en matière de surveillance et d'évaluation des pays de l'UE méditerranéens en vertu de la Directive-cadre Stratégie pour le milieu marin¹, l'expérience en matière de surveillance et d'évaluation d'autres Conventions des mers régionales tels qu'OSPAR et HELCOM et les activités de surveillance et d'évaluation en cours en vertu du programme H2020 et de différents projets scientifiques dans la région méditerranéenne.

2. Les indicateurs communs

Conformément aux recommandations de la réunion du Groupe de correspondance intégré sur le Bon état écologique (BEE) et les cibles (UNEP(DEPI)/MED WG.3940/4), dans le contexte de la Convention de Barcelone, un **indicateur commun** est un indicateur qui résume les données en un chiffre simple, standardisé et transmissible et qui s'applique idéalement à tout le bassin méditerranée et au moins au niveau des sous-régions et qui est surveillé par toutes les Parties contractantes. Un indicateur commun est en mesure de donner une indication du degré de menace ou de changement dans l'écosystème marin et côtier et peut apporter des informations précieuses aux décideurs.

Les indicateurs communs convenus, au cœur du futur Programme de surveillance et d'évaluation intégrée, sont les suivants :

1. Aire de répartition des habitats (OE1);
2. Condition des espèces et communautés typiques de l'habitat (OE1);
3. Aire de répartition des espèces (OE1 concernant les mammifères marins, les oiseaux marins, les reptiles marins);
4. Abondance de la population des espèces sélectionnées (OE1, concernant les mammifères marins, les oiseaux marins, les reptiles marins) ;
5. Caractéristiques démographiques de la population (OE1, par ex. structure de la taille ou de la classe d'âge, sex-ratio, taux de fécondité, taux de survie/mortalité concernant les mammifères marins, les oiseaux marins, les reptiles marins) ;

¹ Y compris le travail en cours pour passer en revue les questions transversales de la Décision BEE 2010/477UE et de l'Annexe III de la Directive-Cadre (MSFD)

6. Tendances de l'abondance, occurrence temporelle et distribution spatiale des espèces non indigènes, 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) ;
7. Biomasse du stock reproducteur (OE 3) ;
8. Total des débarquements (OE3) ;
9. Mortalité de la Pêche (OE 3) ;
10. Effort de pêche (OE 3) ;
11. Prise par unité d'effort (CPUE) ou Débarquement par unité d'effort (LPUE) d'une manière indirecte (OE3)
12. Prise accessoire d'espèces vulnérables et non ciblées (OE3) ;
13. Concentration d'éléments nutritifs clés dans la colonne d'eau (OE5);
14. Concentration en Chlorophylle-a dans la colonne d'eau (OE5);
15. Emplacement et étendue des habitats impactés directement par les altérations hydrographiques (OE7) ;
16. Longueur de côte soumise à des perturbations dues à l'influence des structures artificielles (OE8) ;
17. Concentration des principaux contaminants nocifs mesurée dans la matrice pertinente (OE0, concernant le biote, les sédiments, l'eau de mer) ;
18. Niveau des effets de la pollution des principaux contaminants dans les cas où une relation de cause à effet a été établie (OE9) ;
19. Occurrence, origine (si possible) et étendue des événements critiques de pollution aiguë (par ex. déversements accidentels d'hydrocarbure, de dérivés pétroliers et substances dangereuses) et leur incidence sur les biotes touchés par cette pollution (OE9) ;
20. Concentrations effectives de contaminants ayant été décelés et nombre de contaminants ayant dépassé les niveaux maximaux réglementaires dans les produits de la mer de consommation courante (OE9) ;
21. Pourcentage de relevés de la concentration d'entérocoques intestinaux se situant dans les normes instaurées (OE9) ;
22. Tendances relatives à la quantité de déchets répandus et/ou déposés sur le littoral (y compris l'analyse de leur composition, leur distribution spatiale et, si possible, leur source (OE10) ;
23. Tendances relatives à la quantité de déchets dans la colonne d'eau, y compris les microplastiques et les déchets reposant sur les fonds marins (OE10) ;
24. Indicateur potentiel : Tendances relatives à la quantité de détritiques que les organismes marins ingèrent ou dans lesquels ils s'emmêlent, en particulier les mammifères, les oiseaux marins et les tortues de mer déterminés (OE10).
25. Indicateur potentiel : Changement de l'utilisation du sol (OE8)
26. Indicateur potentiel : Proportion des jours et distribution géographique, où les bruits impulsifs à haute, moyenne et basse fréquence dépassent les niveaux qui entraîneraient un impact significatif sur les animaux marins (OE11) ;
27. Indicateur potentiel : Niveaux continus de sons à basse fréquence à l'usage de modèles, le cas échéant.

Concernant l'indicateur commun sur l'aire de distribution des habitats (Indicateur commun 1), la Réunion CORMON sur la Pêche et la Biodiversité (Ankara, 26-27 juillet 2014) a estimé que la perte de l'étendue de l'habitat était plus importante/à un risque plus élevé particulièrement, la perte de l'aire de distribution ne venant qu'en deuxième plan.

L'indicateur commun concernant les déchets ingérés (indicateur potentiel 24) est proposé à l'analyse par les groupes CORMON en tant qu'indicateur commun à titre expérimental, et étant donné qu'il existe de nombreuses questions en suspens concernant le Programme de surveillance et d'évaluation intégrée, n'inclut pas sa surveillance à ce stade. Toutefois, le renforcement des capacités et les éventuels projets pilotes sont fortement recommandés dès le premier stade de mise en œuvre du Programme de surveillance et d'évaluation intégrées.

En outre, le CORMON Côte et hydrographie (mai 2013) a convenu d'un indicateur commun potentiel de plus pour la région méditerranéenne, notant que l'usage de l'indicateur commun potentiel, est lié au changement d'usage des sols (indicateur commun potentiel 25), qui nécessiterait des tests supplémentaires, une mise en œuvre pilote durant le stade initial de l'IMAP, avant que les Parties Contractantes ne décident de son usage régional en tant qu'indicateur commun.

Afin de donner suite à cette recommandation du CORMON Côte et hydrographie, un projet pilote EcAp se déroule déjà dans l'Adriatique afin de tester la faisabilité de cet indicateur commun potentiel à l'échelle sous-régionale dans le cadre d'un projet financé par l'UE sur la « mise en œuvre de l'Approche écosystémique en Méditerranée par les Parties contractantes dans le contexte de la Convention de Barcelone pour la protection du milieu marin et du littoral de la Méditerranée et ses protocoles » (**Projet EcAp-MED 2012-2015**). Sur ce, les PFN du PAP/CAR, lors de leur réunion (14 mai 2015) ont soutenu l'inclusion de cet indicateur potentiel dans la phase initiale à titre d'essai et ont proposé que l'interprétation et la définition du BEE ainsi que les mesures de gestion demeurent du ressort des pays, pour respecter les spécificités géomorphologiques, socio-économiques, historiques et culturelles. Les résultats de ce projet pilote sont présentés dans le document UNEP(DEPI)/MED WG.420 /Inf.18.

En outre, notre organisation partenaire, le Secrétariat de l'Accord sur la conservation des cétacés de la Méditerranée, de la mer noire et de la zone atlantique adjacente (**ACCOBAMS**) a proposé les indicateurs candidats potentiels suivants :

Indicateur candidat 26 : Proportion de jours et distribution géographique où les sons impulsifs à haute, moyenne ou basse fréquence dépassent les niveaux qui entraîneraient un impact significatif sur les animaux marins »

Indicateur candidat 27 : Niveaux continus de sons à basse fréquence à l'usage de modèles, le cas échéant

Ces deux indicateurs candidats liés aux bruits sous-marins sont à mettre en œuvre durant le stade initial de l'IMAP sur une base pilote.

En outre, les Parties contractantes et les organisations partenaires telles que la Commission générale des pêches pour la Méditerranée (**CGPM**) et **ACCOBAMS** sont encouragés à proposer, mettre à jour et guider la poursuite du développement des indicateurs communs potentiels, ainsi que de proposer de nouveaux indicateurs communs potentiels sur la base des développements scientifiques et politiques, compte tenu du processus en cours à cet égard au sein de la CGPM et de l'ACCOBAMS, lors du stade initial de l'IMAP.

3. Questions transversales de l'IMAP

L'objectif qui sous-tend le IMAP est d'évaluation, sur la base des indicateurs communs convenus pour l'ensemble de la région et les données respectives, le statut de l'environnement marin et côtier afin d'atteindre le Bon état écologique (BEE) de la mer Méditerranée et de son littoral.

3.1. Approche intégrée de l'IMAP

Une approche intégrée basée sur des écosystèmes pour déterminer et évaluer le BEE suit les principaux éléments de l'écosystème (centre, descripteurs basés sur l'état) et est intimement liée aux effets de pressions exercées par les activités humaines.

Une approche écosystémique pour déterminer et évaluer le BEE suit les principaux éléments de l'écosystème (objectifs écologiques basés sur l'état) et est intimement liée aux effets de pressions exercées par les activités humaines (objectifs écologiques sur la base de pressions).

Cette approche a l'avantage de concilier, d'une manière appropriée, entre les aspects de la structure et de la fonction de la santé écosystémique (p.ex. au sein de chaque élément de l'écosystème au lieu que ce ne soit au niveau de l'écosystème en entier), se rapportant, d'une manière convenable, aux processus pratiques de surveillance et d'évaluation (p.ex. surveillance des oiseaux, mammifères et poissons entreprise d'une manière séparée, par le biais de différentes techniques) et répondant, d'une manière plus efficace, aux besoins de gestion (vu que les pressions peuvent affecter la structure et la

fonction). L'accent mis sur ces principaux écosystèmes facilite également l'évaluation d'effets cumulatifs générés par de multiples pressions sur l'écosystème.

Cet accent mis sur les principaux éléments (y compris *les groupes fonctionnels et les types d'habitats prédominants*) offre un moyen pour répartir les écosystèmes complexes en unités plus gérables de surveillance, d'évaluation, de détermination d'objectifs et de mesures. Il est vrai que cette compartementalisation présente ces avantages pratiques, mais pourrait, toutefois, masquer certains éléments d'une approche écosystémique qui doivent être traités par le biais d'évaluations plus exhaustives de la structure et de la fonction de l'écosystème.

Lors du stade initial de l'IMAP, les groupes CORMON traiteront davantage de la manière de mesurer la réalisation de l'objectif général de l'EcAp et de réaliser le BEE pour chaque composante de l'écosystème (ce qui se rapporte à la sous-région (marine) et/ou aux zones des Parties Contractantes), sur la base des principaux éléments suivants:

- a. Evaluation de chaque pression (principale) et de ses impacts;
- b. Evaluation de chaque groupe fonctionnel (pour les oiseaux, les mammifères, les reptiles, les poissons et les céphalopodes) et chaque type d'habitat prédominant (pour la colonne d'eau et les habitats du fond marin);
- c. Evaluation à un niveau approprié d'écosystèmes.

Cela aboutira à un besoin clair de garantir que les évaluations sur la base de l'état et de la pression sont compatibles, en terme d'échelles d'évaluation et de résolution des éléments d'écosystèmes qui sont évalués sur la base de l'état et des impacts. Les évaluations sur la base des pressions devraient générer des résultats issus des évaluations d'impact qui sont directement utiles pour les évaluations sur la base de l'état. Cela signifie, à son tour, que la détermination du BEE a aussi besoin d'être exprimée, tout en gardant cela à l'esprit.

Ainsi, il est important que les Parties Contractantes traitent davantage ces questions durant la phase initiale de l'IMAP, d'une manière coordonnée, sous les auspices de la Convention de Barcelone du PNUE/PAM.

Avant de traiter les éventuelles options, certaines conditions de principe doivent être déterminées et développées davantage, particulièrement:

- a. Définir les échelles et les domaines d'évaluation de l'état environnemental – régions, sous-régions, sous-divisions – et des échelles plus petites, au besoin (nécessaires pour les différents éléments d'évaluation – espèces, habitats, pressions); le besoin de refléter les échelles basées sur l'écosystème et les besoins pratiques de gestion et d'évaluation; le besoin de rapporter ces échelles/ces zones à la surveillance de données selon les règles d'agrégation d'échantillons);
- b. Développer des outils de dissémination/de cartographie appropriés pour montrer l'état environnemental des différents descripteurs dans les eaux de l'UE (utilisation des systèmes d'échelle nichés, tels que HELCOM, pour les différents descripteurs, accommodant les aspects de l'état et de la pression pour apporter une couche de référence pour la gestion d'informations au niveau de l'UE; présenter les résultats d'évaluation à travers une approche sur la base d'une grille pour accommoder les différentes échelles pour les différents descripteurs);
- c. Lier les échelles d'évaluation aux questions de gestion (gestion des pressions à travers les mesures, évaluation des impacts cumulatifs sur les composantes de l'écosystème et les liens avec les processus de prise de décision pour l'approbation de nouveaux développements).

Surveillance intégrée aux fins de l'approche écosystémique (**Surveillance Intégrée**)

La surveillance intégrée aux fins de l'approche écosystémique doit fournir les données afin de permettre aux méthodes d'évaluation de classer la réalisation ou non du BEE d'une région côtière, et plus précisément de fournir des données :

- a) Calculant les différents indicateurs applicables et l'évaluation des différents objectifs écologiques couvrant l'éventail des composantes de l'écosystème, les pressions ainsi que les impacts ;
- b) Répondant aux exigences liées à la surveillance de différents textes législatifs dans la région ;
- c) Couvrant les besoins en matière de surveillance de plus d'une Partie contractante ;
- d) Collectées de manière comparable entre les Parties contractantes afin de permettre une intégration des données.

Évaluation intégrée pour déterminer la réalisation du BEE sur la base des indicateurs communs

Un indicateur est un outil d'évaluation scientifique qui consiste en un ou plusieurs paramètres choisi(s) pour représenter (illustrer) une certaine situation ou un certain aspect et simplifier une réalité complexe. Dans le contexte de l'application de l'EcAp, les indicateurs constituent des attributs spécifiques de chaque critère du BEE qui peut être mesuré pour rendre de tels critères opérationnels, ce qui permettra un changement conséquent dans l'attribut à suivre avec le temps.

Vu la complexité des Objectifs Ecologiques du BEE, que ce soit en ce qui concerne leur éventail de caractéristiques ou le nombre d'aspects qui contribuent à l'évaluation d'un état donné, il est d'usage d'utiliser un ensemble d'indicateurs pour soutenir le processus de surveillance et simplifier celui de l'évaluation. En général, une série d'indicateurs s'inscrit dans le cadre de trois types : l'état, la pression et l'impact.

Dans le contexte de la Convention de Barcelone, un indicateur commun est une mesure qui résume les données en une figure simple, normalisée et communicable et idéalement applicable à l'ensemble du bassin méditerranéen, mais au moins au niveau des sous-régions, et peut être surveillé par toutes les Parties contractantes, visant à doter les décideurs d'informations de valeur. En particulier, les indicateurs doivent permettre d'évaluer les effets des mesures prises pour atteindre ou maintenir le BEE.

Sur la base des éléments précités, aux fins du Programme de surveillance et d'évaluation intégrées du PNUE/PAM (IMAP) de la Convention de Barcelone, « Évaluation intégrée » (écosystème) signifie à la fois un processus et un produit.

En tant que processus, une évaluation est une procédure en vertu de laquelle des informations sont collectées et évaluées conformément à des méthodes, règles et orientations convenues. Elle est réalisée de temps en temps afin de déterminer le niveau des connaissances disponibles et afin d'évaluer l'état de l'environnement.

En tant que produit, une évaluation est un rapport qui synthétise et document cette information, présentant les résultats du processus d'évaluation, en général selon une méthodologie définie, et entraînant une classification de l'état environnemental en relation au BEE.

Les évaluations dans le cadre du Programme de surveillance et d'évaluation intégrées (IMAP) devront évaluer les caractéristiques, pressions et impacts ainsi que l'état environnemental par rapport au BEE et évaluant ainsi la distance entre l'état actuel et le BEE. Cela sert de base pour l'identification des cibles environnementales appropriées par rapport à l'état, l'impact ou la pression afin de combler les lacunes entre le statut actuel et le BEE pour améliorer l'état ou s'assurer qu'un bon statut est maintenu.

Au vu des éléments ci-dessus, une évaluation intégrée, en tant que telle, est :

- (a) Une analyse des éléments et caractéristiques essentiels et l'actuel état écologique de ces eaux, sur la base des listes d'éléments indicatives et couvrant les traits caractéristiques physiques et chimiques, les types d'habitats et l'hydromorphologie de manière intégrée ;

- (b) Une analyse des pressions et impacts prédominants, y compris l'activité humaine, sur le statut écologique de ces eaux qui :
- (i) est basé sur les listes indicatives d'éléments et couvre le mélange qualitatif et quantitatif des différentes pressions, ainsi que les tendances perceptibles
 - (ii) couvre les principaux effets cumulatifs et synergétiques,
 - (iii) prend en compte les évaluations pertinentes effectuées conformément aux Protocoles et Décisions de la Convention de Barcelone.
- (c) une analyse économique et sociale de l'utilisation de ces eaux et le coût de la dégradation du milieu marin.

Au cours de la préparation des évaluations conformément aux éléments précités, des efforts doivent être consentis afin que :

- (a) les méthodologies d'évaluation soient cohérentes dans l'ensemble de la région/ou sous-région marine méditerranéenne et, le cas échéant, dans d'autres mers ;
- (b) les impacts et caractéristiques transfrontières sont pris en compte.

Phase initiale du Programme de surveillance et d'évaluation intégrées (2016-2019)

Les premières années (2016-2019) de la mise en œuvre du Programme de surveillance et d'évaluation intégrées (IMAP) sont initiales en ce sens qu'elles vont se focaliser uniquement sur une série d'indicateurs communs essentiels et dans de nombreux cas, la surveillance sera axée sur une enquête, la collecte de données tandis que certaines spécificités de l'évaluation devront être davantage définies d'ici la fin de la phase initiale, conformément à l'Orientation actuelle, avec la réalisation de certaines activités de renforcement des capacités afin d'assurer que toutes les Parties contractantes sont en mesure de s'ajuster aux nouveaux éléments du programme.

Après la phase initiale de la mise en œuvre du Programme de surveillance et d'évaluation intégrées (IMAP), sur la base de l'expérience et du renforcement des capacités des Parties contractantes et sur la base du travail au niveau des experts et des développements scientifiques, la mise en œuvre complète du Programme de surveillance et d'évaluation intégrées (IMAP) est prévu, avec d'éventuels ajustements et l'inclusion d'indicateurs communs supplémentaires (potentiels).

De plus, il est à noter qu'alors que les Objectifs Ecologiques OE3, OE4 et OE6 et les indicateurs communs ne sont pas inclus dans la phase initiale de la mise en oeuvre de l'IMAP, ils sont traités, en partie, par les indicateurs communs relatifs à l'OE1. Les indicateurs communs/candidats relatifs à l'OE3 sont actuellement en cours de développement par la CGPM, en étroite collaboration avec le Secrétariat du PNUE/PAM, afin de les introduire au IMAP lors de sa prochaine mise à jour, à CdP20 éventuellement.

3.2. Bon Etat Environnemental, objectif qui sous-tend l'IMAP

Le Bon Etat Environnemental (BEE) est le concept principal des objectifs à réaliser dans le cadre du processus de l'EcAp. Toutes les dispositions opérationnelles sont, d'une manière ou d'une autre, liées au BEE, ce qui représente une caractéristique essentielle permettant la mesure du progrès et du succès dans la mise en œuvre de l'IMAP:

- a. Il s'agit d'une référence sur la base de laquelle l'état environnemental actuel est évalué
- b. Il détermine si et quels objectifs environnementaux sont nécessaires pour réaliser et maintenir le BEE;
- c. Ces objectifs, à leur tour, déterminent les mesures nécessaires pour réaliser ou maintenir le BEE;
- d. Il oriente la surveillance qui apporte les données et les informations nécessaires pour évaluer si le BEE a été réalisé ou est maintenu et évaluer le progrès dans la réalisation des objectifs environnementaux et pour évaluer l'efficacité des mesures.
- e. Il s'agit d'une référence pour évaluer l'existence d'un éventuel risque pour l'environnement marin

Définition du BEE

La définition de l'état environnemental donne une perspective exhaustive des éléments nécessaires à considérer lors de la détermination du BEE; elle comprend également les aspects relatifs:

- a. A la structure, aux fonctions et aux processus des écosystèmes marins et côtiers;
- b. Aux facteurs climatiques, géologiques, biologiques, géographiques et physiographiques naturels;
- c. Aux conditions physiques, acoustiques et chimiques, y compris celles produites par les activités humaines.

La définition du bon état environnemental détermine l'objectif de haut niveau de l'EcAp, p.ex. ce qui est 'bon', en exigeant le besoin de réaliser:

- a. Des mers dynamiques et écologiquement diverses, qui sont propres, saines et productives;
- b. L'utilisation de l'environnement marin d'une manière durable;
- c. Les écosystèmes qui fonctionnent à plein et maintiennent leur résilience face aux changements environnementaux générés par l'homme;
- d. La protection des espèces marines et de leur habitat;
- e. La prévention du déclin de la biodiversité provoqué par l'homme;
- f. Les différentes composantes biologiques qui fonctionnent en équilibre;
- g. Les propriétés chimiques, physiques et hydro-morphologiques des écosystèmes, y compris les propriétés générées par les activités de l'homme, qui soutiennent les écosystèmes;
- h. Les apports anthropiques des substances et de l'énergie, y compris le bruit sous-marin, ne provoquent pas d'effets polluants.

La définition de l'état environnemental peut être envisagée comme neutre, ne nécessitant aucun jugement quant à l'acceptabilité ou la non-acceptabilité de l'état. Cela va à l'encontre de la définition du BEE, où un jugement est nécessaire.

Ces définitions suivent les principes d'une approche écosystémique à la gestion des activités humaines, s'assurant que la pression collective de telles activités soit, à certains niveaux, compatible avec la réalisation du BEE et que les écosystèmes marins et côtiers ont la capacité de réagir aux changements provoqués par l'homme et de permettre une utilisation durable des biens et services marins.

No.	Abbréviation	Description du BEE
OE1	Biodiversité	La diversité biologique est maintenue. La qualité et l'occurrence des habitats et la distribution et l'abondance des espèces sont conformes aux conditions climatiques, géographiques et physiographiques en place.
OE2	Espèces Non Indigènes (ENI)	Les Espèces Non Indigènes introduites par les activités de l'homme sont à des niveaux qui n'affectent pas négativement les écosystèmes.
OE5	Eutrophisation	L'eutrophisation induite par l'homme est réduite, particulièrement les effets négatifs y relatifs, tels que la perte de la biodiversité, la dégradation de l'écosystème, la prolifération d'algues toxiques et la déficience en oxygène dans les eaux profondes.
OE7	Hydrographie	Une altération permanente des conditions hydrographiques n'affecte pas négativement les écosystèmes côtiers et marins.
OE8	Paysages écosystèmes côtiers et	<i>La dynamique naturelle des aires côtières est maintenue et les paysages et les écosystèmes côtiers sont préservés</i>
OE9	Contaminants	Les concentrations des contaminants sont à des niveaux qui ne provoquent pas d'effets polluants.
OE10	Déchets	Les propriétés et les quantités des déchets marins ne portent aucun préjudice à l'environnement côtier et marin.
OE11	Energie, y compris le bruit sous-marin	L'introduction d'énergie, y compris le bruit sous-marin, est à des niveaux qui n'affectent pas négativement l'environnement marin.

Les Objectifs Ecologiques peuvent être largement qualifiés comme suit:

- a. Objectifs écologiques sur la base de l'état (OE), offrant des objectifs pour des aspects particuliers de l'environnement marin: OE1 (biodiversité)
- b. OE sur la base de la pression, offrant des objectifs pour des aspects de l'environnement marin et côtier par rapport à des pressions spécifiques exercées par les activités de l'homme: OE2 (espèces non-indigènes), OE5 (eutrophisation), OE7 (conditions hydrographiques); OE8 (paysages et écosystèmes côtiers), OE9 (contaminants), OE10 (déchets) et OE11 énergie, y compris le bruit sous-marin).

Il est à noter que cette catégorisation de l'état et des pressions au niveau de l'OE n'est pas maintenue au niveau d'indicateurs communs, où une approche pression/impact/état plus mixte par Objectif Ecologique a été introduite.

La détermination du BEE pour les préoccupations des OE sur la base de l'état concerne l'état désiré de l'environnement marin, y compris la structure, les fonctions et les processus de ses écosystèmes marins et côtiers. Alors que déterminer le BEE pour des OE sur la base de pressions consiste à définir l'état souhaité de l'environnement, les niveaux de pression maximaux acceptables dans l'environnement marin peuvent être utilisés pour déterminer le BEE d'une manière indirecte. L'utilisation de « niveaux de pression acceptables » dans l'environnement marin pour déterminer le BEE d'une manière indirecte est particulièrement faisable quand il existe une relation causale connue entre le niveau de pression et ses effets (impacts) sur les éléments des écosystèmes marins et côtiers. Par exemple, les niveaux d'enrichissement en nutriments et de substances dangereuses dans la mer

(OE5) qui sont envisagés pour 'égaler' le BEE peuvent être déterminés sur la base d'effets établis sur des éléments particuliers d'écosystèmes. Au cas où la relation pression-impact n'est pas encore pleinement comprise, la détermination de tels niveaux de pressions dans l'environnement marin doit de faire sur une base préventive. Les niveaux préventifs doivent être utilisés jusqu'à ce que les écarts en matière de connaissances pour déterminer la relation pression-impact soient comblés, permettant l'amélioration du « niveau de pression acceptable » avec le temps, sur la base d'une meilleure compréhension. L'établissement d'une relation causale directe entre la pression et les impacts n'est pas bien développé pour toutes les pressions et a donc besoin d'être travaillé davantage dans certains domaines.

La classification de l'état environnemental peut présenter trois possibilités:

- a. BEE – pour lequel il est nécessaire d'assurer la surveillance pour vérifier l'état sans qu'il y ait détérioration;
- b. Pas de BEE – pour lequel les objectifs et les mesures sont nécessaires, pour réaliser et maintenir le BEE, associé à la surveillance pour évaluer le progrès de l'état et par rapport aux objectifs et aux mesures;
- c. Etat non connu (éventuellement pas de BEE) – il ne serait pas possible, dans tous les cas, d'identifier un état qui est dans le cadre ou clairement hors du cadre du BEE. Sur la base des meilleures connaissances disponibles à l'heure actuelles, les moyens intermédiaires ou les limites provisoires peuvent être déterminés ; l'état environnemental au sein de cette zone serait classé 'pas de BEE'. Dans le cas où les moyens intermédiaires ou les limites provisoires ne peuvent pas être déterminés, la classification a besoin de compter sur un jugement d'experts et une description qualitative (normative). Selon le principe de précaution, l'incertitude de classification ne doit pas être utilisée pour reporter l'action. Les actions qui en résulteraient dépendront des lacunes dans le cas individuel. Des actions comprennent au moins celles visant à combler les lacunes, p.ex. à travers le développement de méthodes d'évaluation améliorées, il serait nécessaire d'exercer une surveillance plus approfondie, d'effectuer une recherche complémentaire et de prendre des mesures proportionnelles (p.ex. mesures dites « sans regret » où l'amélioration de l'état est estimée comme nécessaire, même si les éléments constitutifs du « bon état » demeurent pleinement définis).

Au cas où le BEE n'est pas réalisé, l'action de surveillance doit mettre l'accent essentiellement sur la gestion et la réduction des pressions anthropiques qui causeraient un tel échec.

Le changement climatique est influencé par les caractéristiques de l'environnement marin et peut affecter les conditions hydrologiques (p.ex. le niveau de la mer, l'action des vagues en raison d'un nombre accru de tempêtes, la température de l'eau, les modes de circulation de l'eau), la chimie de l'eau (acidification accrue) et la biodiversité (p.ex. les changements de la répartition des espèces en raison de changements de la température de la mer).

Il est important de déterminer le BEE d'une manière qui tient compte des changements dans la répartition et la composition des espèces en raison de la dynamique des écosystèmes marins et côtiers, dont certains peuvent être affectés par les effets générés par le climat.

Il est important de surveiller les effets des pressions exercés par les changements climatiques. Il est important aussi d'être capable de faire la distinction entre des effets plus larges liés au changement climatique (p.ex. température, acidification, biodiversité) et des effets plus locaux, provoqués par d'autres pressions anthropiques, vu que ces derniers cas sont les plus pratiques à traiter dans le contexte de l'IMAP.

Le niveau actuel de compréhension et de connaissances scientifiques, ainsi que le niveau de données disponibles varient à travers les descripteurs, affectant d'une manière significative la capacité de définir les limites quantitatives du BEE pour tous les éléments. Dans les cas où les connaissances sont insuffisantes pour définir une limite BEE, une approche de précaution est nécessaire, y compris l'hypothèse selon laquelle le BEE n'a pas été réalisé à moins que des preuves suffisantes ne montrent le contraire. Avec une indication claire que la détermination du BEE doit être repassée en revue à la lumière des connaissances supplémentaires devenues disponibles. Une meilleure compréhension et de

meilleures connaissances scientifiques devraient aboutir, progressivement, à une détermination plus quantifiable de la limite du BEE pour tous les OE.

Enfin, mais plus particulièrement, une limite BEE se doit de respecter la nature dynamique des écosystèmes et leurs composantes, qui peut changer en temps et en espace, à travers la variation climatique, les interactions prédateur-proie et autres facteurs, et doit être déterminée d'une manière qui accomode ces dynamiques. A titre d'exemple, déterminer le bon état pour une communauté benthique ou pélagique peut se concentrer sur les composantes fonctionnelles (p.ex. organismes filtreurs, dépositivores) qui sont typiques de la communauté dans un état (quasiment) non touché, au lieu de spécifier la composition précise d'espèces qui tend à fluctuer davantage. La présence d'espèces sensibles/fragiles/de longue vie peut constituer de bons indicateurs d'état non touché. Toutefois, en cas de perte d'une communauté en raison de pressions anthropiques, la communauté pourrait ne pas retrouver la même composition d'espèces, mais peut toujours être considérée comme ayant recouvert le BEE si la communauté est dotée de toutes les composantes fonctionnelles et d'une diversité similaire d'un état (quasiment) non touché.

Le cycle de mise à jour s'étalant sur six ans pour la détermination du BEE, ainsi que la phase initiale de l'IMAP, constituent une opportunité pour ajuster ces limites BEE pour assimiler une meilleure compréhension scientifique et refléter tout changement d'écosystèmes à long terme, le cas échéant.

Durant la phase initiale de l'IMAP, concernant les méthodologies et les critères d'évaluation, les éléments transversaux suivants sont passés en revue/ont été l'objet d'un travail d'expert approfondi:

- a. Éléments à évaluer (si le BEE a été réalisé)
- b. Critère pour l'évaluation des éléments
- c. Niveaux de référence pour évaluer la qualité (ligne de base, limite BEE entre le BEE et le non-BEE)
- d. Règles d'agrégation à travers les critères pour un élément et pour de multiples éléments (p.ex. pour un groupe fonctionnel)
- e. Echelle d'évaluation
- f. Période de temps pour l'évaluation
- g. Besoins de données (paramètres) pour les 'indicateurs' utilisés dans l'évaluation
- h. Méthodes d'agrégation des données (spatiale, temporelle)

3.3. Critères d'Évaluation

En tant qu'approche générale, les critères de pression doivent permettre de déterminer un niveau de pression dans l'environnement marin: ils devront normalement inclure l'intensité et les variations dans l'espace et le temps. Les mesures doivent être effectuées de façon à être pertinentes aux éléments (principaux) de l'écosystème subissant ces pressions.

Les critères état/impact doivent inclure les caractéristiques structurelles et fonctionnelles ainsi que les processus inhérents à l'écosystème ; lorsque possible (et en particulier en ce qui concerne les critères d'impact associés aux pressions particulières) ces critères doivent tenir compte des aspects de l'état où les pressions sont avérées.

Qualification du BEE

Les valeurs de référence sont définies selon l'une des approches suivantes :

- a. Condition ou état de référence (parfois définis comme niveaux naturels) : un état environnemental considéré comme libre de tout impact secondaire découlant des activités humaines (i.e., impact négligeable des pressions). Ceci peut se définir par l'état de l'environnement (caractéristiques physiques, chimiques et / ou biologiques), ou par les niveaux de pression ou d'impact (à savoir l'absence de contaminants ou de certains impacts). Ces valeurs de référence s'appliquent afin de

définir un écart acceptable de l'état à déterminer sous la forme d'une valeur seuil à atteindre (i.e., la limite du BEE). Plusieurs méthodes permettent de définir l'état de référence :

- i. Les conditions historiques, sur la base de différentes preuves se rapportant aux conditions existantes avant le développement des activités humaines ;
 - ii. La date / période antérieure à partir de données temporelles qui permettent de choisir un temps considéré comme étant le meilleur « état de référence » ;
 - iii. Les conditions actuelles, dans des régions où les pressions humaines sont significativement limitées;
 - iv. La modélisation, afin de prévoir l'état actuel en l'absence de pressions.
- b. Un état spécifié / connu (de l'environnement ou des pressions et impacts qui l'affectent), impliquant généralement, au vu des méthodes utilisées pour le déterminer, qu'il ne s'agit pas d'un état de référence. Plusieurs méthodes permettent de définir l'état spécifié :
 - i. État antérieur, à une période spécifique (à savoir, lors de l'adoption d'une politique ou d'un programme) ;
 - ii. État antérieur, sur la base de séries de données temporelles, mais où ces données reflètent certains niveaux d'impact ;
 - iii. État actuel.

Ce dernier type de référentiel s'applique surtout en ce qui concerne les Cibles ECAP (à savoir, améliorer l'état par rapport à un mauvais état actuel / antérieur) puisqu'en principe, le BEE doit être défini comme un écart acceptable / accepté par rapport à l'état de référence (qui permet des usages durables en fonction des échelles d'évaluation).

Ce type de référentiel ne doit être utilisé que dans des circonstances particulières, comme par exemple lorsqu'une limite BEE ne peut être définie. Dans ce cas, la qualité environnementale ne devrait pas être détériorée davantage (provoquée par l'augmentation des niveaux de pression et de leurs impacts) et des cibles environnementales doivent être définies afin d'améliorer la qualité de l'environnement en faveur du BEE.

Pour toutes ces mesures, un jugement d'expert est nécessaire mais il doit être clairement documenté et transparent.

Règles d'Agrégation des données

L'utilisation des données (qui résultent de programmes de surveillance) pour l'évaluation et la définition de l'état environnemental actuel implique un certain nombre d'étapes. Vu que l'étape initiale est basée sur des données de petite échelle (échantillons individuels) et que l'étape finale peut être celle de l'évaluation de l'état d'éléments écosystémiques au sens large pour une région ou sous-région entière, il convient de définir le traitement des données (agrégation spatiale et temporelle) ainsi que leur interprétation dans le cas d'un indicateur ou critère ; il peut y avoir de multiples éléments à agréger afin d'obtenir une perspective plus large et de nombreuses zones d'évaluation.

Les décisions relatives à une « limite » entre « en BEE » et « non en BEE » doivent être prises lors des différentes étapes (niveaux) de ce processus :

- a. Définir des valeurs seuil appropriées pour chaque indicateur commun utilisé aux fins d'évaluation des éléments, afin de comprendre clairement si un critère donné est en BEE ou non. Il est possible ici de faire référence à une « limite BEE », terme introduit ici dans le contexte de la détermination quantitative du BEE. Dans le cas d'un paramètre / mesure appliqué (e) à un indicateur commun (concentrations souhaitées de nutriments dans l'eau, par exemple), la limite seuil peut être une valeur à ne pas dépasser (pour les niveaux de contaminants, par exemple), une valeur à respecter ou à dépasser pour réaliser le BEE (surface de l'habitat), ou une fourchette de valeurs supérieures ou inférieures à ne pas dépasser (telle que la taille de la population). Une marge de variance peut être attribuée à chacune de ces valeurs, en fonction du paramètre concerné, les variations naturelles et autres facteurs. Ces limites BEE doivent, lorsque possible, être associées à un référentiel qui représente les conditions

naturelles non-impactées (appelée « condition de référence », ou parfois « niveaux naturels » dans le cas des contaminants). La limite BEE peut donc être définie comme une « déviation acceptable » dans le cas de conditions naturelles capables ensuite d'accueillir les usages durables de l'environnement marin.

- b. Lorsque plusieurs critères s'appliquent à un même élément, il convient de choisir une méthode d'agrégation spécifique globale² afin de déterminer si le BEE de l'élément concerné est réalisé, selon les règles définies pour les trois critères servant à évaluer une espèce de poisson commerciale ou les critères de pression et d'impact d'un objectif écologique lié à la pression. Les données seront agrégées par la suite pour évaluer la réalisation du BEE. De telles règles peuvent inclure le principe un-dehors-tous-dehors, ou autres approches spécifiques. Dans ce sens, le BEE peut être défini comme ayant été réalisé dans le cas de certains éléments de l'environnement marin (soit associé aux OE spécifiques soit à d'autres éléments de biodiversité) plutôt que pour tous; ceci permet des évaluations par étape et constitue un moyen de communication sur la réalisation du BEE pour certains éléments mais pas encore pour tous.
- c. Dans le cas d'éléments multiples (tels que plusieurs espèces ou contaminants) dans un groupe fonctionnel plus important (poissons de fond, métaux lourds), il convient de définir une approche permettant l'expression de l'état général de ce groupe. Dans une telle situation, une liste restreinte d'éléments représentatifs du groupe doit être élaborée pour en permettre ensuite l'évaluation. Dans ces cas, tous les éléments au sein du groupe figurant dans la liste doivent atteindre les niveaux de qualité définis afin de confirmer que le BEE de ce groupe a été réalisé. Les avancées en termes de BEE peuvent s'exprimer par le pourcentage (%) des éléments de la liste en BEE.

Selon les principes qui précèdent, les règles d'agrégation ainsi que les structures seront définies plus avant pendant l'étape initiale d'IMAP.

Échelles d'Évaluation

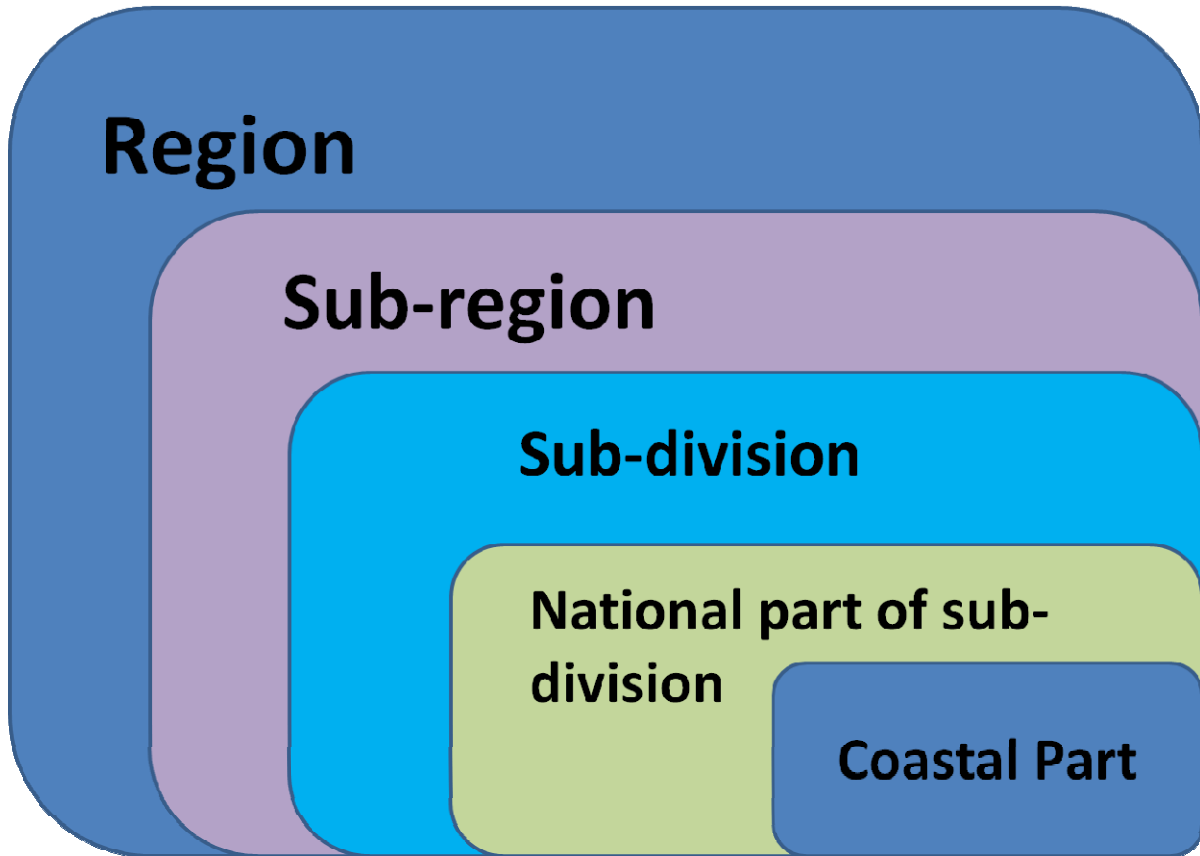
Nous savions depuis longtemps que l'évaluation du BEE nécessiterait de choisir avec précision les échelles d'évaluation. Dans le cadre du reporting 2012, des avancées dans les Pays Membres et dans les régions ont été soulignées ; cependant, l'Article 12 de la Commission concernant les évaluations a trouvé que ces approches, même les plus clairement formulées, sont très différentes entre les pays et qu'il en résulte donc un manque significatif de cohérence dans leur mise en œuvre.

Afin d'examiner les options possibles, il convient de définir et d'élaborer des prérequis essentiels, et en particulier :

- a. Définir les échelles et les lieux pour l'évaluation de l'état environnemental – régions, sous-régions et petite échelle si nécessaire (requis pour les différents éléments de l'évaluation – espèces, habitats, pressions) ; réfléchir à l'échelle des écosystèmes et définir aussi les besoins relatifs à l'évaluation et à la gestion sur le terrain ; associer ces échelles / lieux aux données de surveillance ainsi qu'aux règles d'agrégation des prélèvements ;
- b. Élaborer les outils cartographiques et de communication requis pour documenter l'état environnemental des différents OE dans la région (utilisation des systèmes d'échelles intégrées pour les différents OE, selon les meilleures pratiques HELCOM, prenant en compte les informations d'état et de pression afin d'élaborer un référentiel de traitement des données au niveau régional ; afficher les résultats des évaluations sous forme de grille afin d'inclure toutes les échelles des différents OE ;
- c. Associer les échelles d'évaluation aux problématiques de gestion (application de mesures à la gestion des pressions, évaluation des impacts cumulés sur les composantes écosystémiques et le lien avec les processus de prises de décision en faveur de nouveaux développements).

² Dans certains cas, plusieurs indicateurs peuvent s'appliquer à chaque critère, nécessitant des règles d'agrégation du niveau de celles s'appliquant au critère.

Pour commencer, il convient d'utiliser une approche imbriquée afin de définir les zones d'évaluation, selon les meilleures pratiques HELCOM, telle qu'affichée dans le graphique 3.3.1.



L'approche imbriquée permet de concevoir une approche plus souple à la définition des échelles d'évaluation (pour les descripteurs de BEE) et plus cohérente et claire en ce qui concerne les échelles / lieux à évaluer. Ceci permet d'établir un lien entre les évaluations d'état et de pressions, ce qui facilite la mise en œuvre des mesures. Alors que nous présentons ici une approche préliminaire à la définition et à l'utilisation d'un tel système imbriqué, les Parties Contractantes devront collaborer au niveau régional pour faire de ce système un dispositif opérationnel, en ;

- a. sélectionnant les éléments à évaluer selon l'échelle la plus probante, prenant en compte les échelles écologiques les mieux adaptées aux évaluations des pressions ; à cette fin, une première proposition générale figure au Tableau 8, en soulignant que ce sujet devra faire l'objet de discussions et d'adaptation afin de répondre aux besoins de chaque région ;
- b. délimitant les territoires utilisés à chaque échelle dans la région ; un ensemble de limites pour les régions et sous-régions⁴ marines devra être défini. De plus, selon le protocole GIZC et la législation régionale afférente, tel que la DCE pour l'UE, les frontières nationales ainsi que les limites des eaux côtières doivent être établies. Il nous reste donc à décider s'il est nécessaire de découper chaque (sous-)région en un nombre limité de sous-divisions. plusieurs unités.
- c. affiner la proposition et prendre en compte les problématiques de mise en œuvre pratique (par ex. : la présence de frontières nationales, le processus d'évaluation prévu, l'équilibre entre le nombre de zones à évaluer et les besoins de la mise en œuvre en ce qui concerne les mesures et la gestion).

Nota Bene : il est important de rappeler que les échelles de surveillance et d'évaluation sont différentes – ces dernières définissant pour chaque élément l'échelle à laquelle le BEE aura été réalisé

ou non et ceci doit être basé sur les données de surveillance agrégées qui seront le plus souvent collectées à petite échelle.

Tableau 8 : Proposition préliminaire pour la définition des échelles assignées aux éléments à évaluer (constituant une base de discussion et de développements ultérieurs lors de la première étape d'IMAP).

Éléments à évaluer	Région	Sous-région	Subdivision	Partie Nationale de subdivision	Eaux côtières
Éléments d'Etat					
Groupe d'espèces (OE1)	Grands cétacés, poissons du fond	Oiseaux extracôtiers, petits cétacés, tortues, poissons pélagiques ou de fond	Oiseaux côtiers, phoques, poissons côtiers		
Habitats de la colonne d'eau et du fond marin (OE1)			Habitats de la colonne d'eau Habitats du fond marin au-delà d'1 mn		Habitats du fond marin
Écosystèmes (OE1 et 7)		Écosystèmes			
Éléments de Pression					
Perte et détérioration physique, modifications hydrologiques (OE6, 7)			Associé aux habitats du fond marin		OE7
Bruit sous-marin (OE11)	Associé aux grands cétacés	Associé aux petits cétacés			
Nutriments (OE5)				X	Pratique MED POL
Contaminants (OE 9)				X	Pratique MED POL
Déchets (OE10)				X	
Prélèvement d'espèces (OE3)	Groupe de poissons/pratique GFCM	Groupe de poissons/pratique GFCM	Groupe de poissons/pratique GFCM		
Espèces non				ENI	

Eléments à évaluer	Région	Sous-région	Subdivision	Partie Nationale de subdivision	Eaux côtières
indigènes (OE2)					

L'un des avantages principaux de cette approche est qu'elle permet de visualiser les résultats des évaluations sous forme de cartographies au niveau national et régional.

De plus, il faudra s'accorder sur la plus petite entité à évaluer. Il peut y avoir des différences entre et au sein des OE ; néanmoins, des approches pragmatiques sont requises pour la surveillance de l'évaluation et de la gestion à tous les niveaux pertinents. Il serait peut-être mieux d'étudier ces questions sur la base d'exemples concrets. Dans le cas de l'eutrophisation, les résultats des évaluations BEE peuvent être présentés sous forme de X % de la zone d'évaluation impactée (à savoir, non conforme au BEE pour OE5). Cependant, l'évaluation est souvent basée sur les données de surveillance discrète (à partir de stations de surveillance spécifiques) qui sont collectées à des niveaux d'intensité différents selon les pays. La modélisation pourrait jouer un rôle important dans l'extrapolation des données et permettre aux experts de formuler des suppositions informées. Dans tous les cas, les règles d'agrégation des données de surveillance devront être clairement établies pour chaque critère (Prins et al. 2014). De plus, il est clair que, dans le cas d'apport de nutriments dans le milieu marin par un rejet d'eaux usées, les règles d'évaluation doivent prévoir la possibilité d'évaluer à la bonne échelle les impacts d'un enrichissement de l'état environnemental par nutriments et matières organiques.

Période d'évaluation

EcAp fonctionne par périodes de six ans et émet ses rapports pour chacune de ces périodes (cycle actuel 2016-2021) : Détermination et évaluation du cycle BEE. Il est nécessaire d'actualiser les évaluations de l'état environnemental au moins une fois tous les six ans afin d'évaluer l'état actuel en fonction de la détermination du BEE et de présenter les progrès obtenus depuis le dernier rapport (cibles établies et mesures définies).

Cela n'exclut pas l'actualisation des évaluations à de plus courts intervalles, lorsque cela est faisable et utile. Une telle situation pourrait survenir par exemple dans le cas des résultats obtenus dans le cadre de l'étape initiale du programme de surveillance, sur la base de nouvelles données et informations scientifiques entre les Réunions des Parties Contractantes et dans les régions où la surveillance est annuelle et où les données sont traitées régulièrement.

Les évaluations requièrent :

- l'étude de données couvrant une période aussi longue que possible qui permettra de mieux comprendre les modifications, y compris la variabilité naturelle et les impacts des activités humaines. Ceci s'avère particulièrement utile pour l'élaboration des valeurs seuil ;
- l'utilisation des dernières données disponibles provenant de programmes de surveillance afin de garantir que les évaluations reflètent bien la situation réelle ;
- L'actualisation de toutes les données de l'évaluation au moins une fois par période de six ans ;
- l'utilisation de données de la même période, autant que possible, pour la prise en compte des séries (données pression / état / impact, données océanographiques historiques) ;
- comparaison entre les périodes de six ans les plus récentes et les précédentes afin d'analyser le progrès accompli en faveur du BEE et des cibles.

Approche intégrée des évaluations

Afin d'aborder de manière intégrée la détermination ainsi que les évaluations de la réalisation du BEE, l'étape initiale d'IMAP devra couvrir :

- a) un lien plus explicite entre les résultats des évaluations de pression et d'état, en tenant compte de ce que le statut général d'un élément d'état doit refléter les multiples pressions et impacts subis ;
- b) L'utilisation des descripteurs d'état afin d'évaluer les éléments des écosystèmes de manière plus intégrée ; ceci permettrait d'éradiquer certaines redondances observées actuellement entre les descripteurs, tout en notant qu'il n'est pas garanti que toutes les redondances soient éliminées par cette approche.

Afin d'utiliser au mieux cette approche intégrée, nous recommandons la séquence logique d'évaluations ci-dessous :

- a. cartographier la répartition et l'intensité des activités et usages humains (identification des zones d'activité principales, potentiel d'utilisation en tant qu'évaluation de pression indirecte, soutien à l'identification de mesures ultérieures³ ;
- b. évaluer les pressions – répartition spatiale et intensité (ainsi que les caractéristiques temporelles si nécessaire) de chaque pression ;
- c. évaluer les impacts – intensité des impacts liés aux éléments utilisés dans l'évaluation de l'état.
- d. évaluer l'état – en réunissant les évaluations d'impact pertinent sous (b) afin de permettre une évaluation globale de statut sur la base d'une norme méthodologique d'évaluation.

La séquence ci-dessus sera lancée dans le cadre de l'étape initiale d'IMAP, sur la base de l'Analyse de l'indicateur Commun Pressions et Impacts.

4. Principes clés du Programme de surveillance et d'évaluation intégrées

Adéquation (principe fondamental 1)

L'IMAP vise à fournir toutes les données nécessaires pour évaluer si le BEE a été réalisé ou maintenu, la distance et les progrès pour atteindre le BEE et les progrès dans la réalisation des cibles environnementales.

Par conséquent, la surveillance doit couvrir tous les éléments biotiques et abiotiques pertinents afin de quantifier les pressions associées aux activités et évaluer l'efficacité des mesures en relation aux cibles fixées. La surveillance doit fournir les données pour calculer/estimer les critères et indicateurs pertinents adoptés dans le processus ECAP. Certains des indicateurs nécessitent des données biotiques (par ex. abondance d'algues et d'herbiers marins) et certaines données abiotiques (par ex. conditions physiques, hydrologiques et chimiques de l'habitat) et d'autres requièrent des données sur la pression (tendances concernant la quantité de déchets répandus et/ou déposés sur le littoral).

Coordination et cohérence (principe fondamental 2)

Sur l'IMAP, les Parties contractantes doivent, dans la mesure du possible, suivre les stratégies de surveillance convenues, en particulier dans la même sous-région. Idéalement, elles surveilleront un ensemble régional commun d'éléments, en suivant les fréquences convenues, la résolution spatiale comparable et les méthodes d'échantillonnage. Les spécifications conjointes et l'utilisation d'autres données d'observation dans la région, telle que l'imagerie satellite, contribuent également à la coordination.

De telles approches coordonnées favorisent également une cohérence, à savoir les mêmes composantes biotiques et abiotiques seraient surveillées dans des habitats et des moments donnés

³ Un précurseur, ou substitut, de la cartographie des pressions est la cartographie des activités, qui peut aussi contribuer aux évaluations, selon l'article 8.1c, et ainsi renforcer l'approche écosystémique de la gestion des activités afin d'atteindre le BEE.

similaires et permettent également la génération de résultats d'évaluation comparables et une classification associée de l'état de zones ayant subi un impact similaire appartenant à différentes Parties contractantes.

Pour finir, des programmes de surveillance cohérents s'assureront que l'évaluation de l'état environnemental est uniforme pour toutes les Parties contractantes, assurant des règles de jeu équitables en ce qui concerne le besoin de mesures pour réduire les pressions excessives y afférentes, issues d'activités humaines (à savoir, le besoin d'améliorer l'état selon les mêmes normes de qualité) afin que les mesures prises par une Partie contractante puissent faciliter et non empêcher d'atteindre le BEE dans d'autres Parties contractantes.

Idéalement, les différences dans les stratégies de surveillance ne seraient justifiées qu'en fonction d'importantes différences dans les caractéristiques biologiques et physicochimiques (par ex. espèces, habitats et pressions) entre deux ou plusieurs aires marines ou côtières.

Architecture et interopérabilité des données (principe fondamental 3)

L'IMAP cohérent vise à déboucher sur une collecte de données pour un ensemble régional de paramètres communs. Afin de parvenir à des ensembles communs de données et à l'interopérabilité de ces dernières, les sources de données devront s'assurer qu'elles sont en mesure de fournir des données en utilisant le même format d'interface. Afin de parvenir à des ensembles communs de données et d'éviter le double emploi, les bases de données existantes et les flux de données aux niveaux international et régional doivent être pris en compte, ce qui constitue déjà un ensemble de données régionales interopérables.

Le concept de programme adaptatif de surveillance (principe fondamental 4)

Les pressions nouvelles ou précédemment inconnues peuvent émerger dans la région marine et côtière et/ou les pressions existantes peuvent diminuer ou être éliminées. Le changement climatique, conséquence de l'augmentation des gaz à effet de serre, affecte l'intensité et l'impact d'autres pressions et peut dramatiquement modifier la structure et les fonctions des écosystèmes marins et côtiers et doit être abordé de manière horizontale en relation avec les autres indicateurs communs.

L'état environnemental peut se dégrader dans une région, nécessitant une surveillance d'inspection afin d'identifier les causes. La fréquence, l'intensité et tout l'argumentaire des programmes de surveillances peuvent nécessiter des ajustements afin de mieux répondre aux situations évolutives.

Par exemple, un cas grave de pollution (déversement de pétrole) nécessitera une surveillance plus importante durant les années qui suivent l'évènement et l'introduction d'espèces non indigènes peut nécessiter une surveillance additionnelle et ciblée. En outre, les progrès techniques peuvent conduire à l'ajustement des programmes de surveillance (par ex. de nouveaux appareils d'échantillonnage).

L'IMAP dispose d'un cycle de six ans (avec le prochain cycle 2016-2021), mais un ajustement plus fréquent des programmes de surveillance peut se révéler nécessaire.

Les premières années de l'IMAP (2016-2019) seront axées sur un ensemble essentiel de surveillance des indicateurs communs dans lequel les données et les pratiques sont les plus mûres.

Une approche fondée sur les risques pour la surveillance et l'évaluation et, le cas échéant, l'application du principe de précaution (principe fondamental 5).

Les régions sous haute pression et le biote connus comme étant plus sensibles doivent être identifiés et les efforts de surveillance doivent être priorisés dans les zones et les thèmes qui risquent le plus de ne pas atteindre ou maintenir le BEE. Ces zones doivent être surveillées plus fréquemment en relation aux composantes de qualité à risque afin d'atteindre/maintenir le BEE et les pressions relatives associées ayant maintenu le BEE pour une longue durée et qui subissent moins de pression. En outre, des efforts accrus de surveillance peuvent être nécessaires dans les régions qui se situent à proximité

d'une frontière de BEE afin d'accroître la confiance en l'évaluation et par conséquent, dans la décision visant à prendre des mesures.

Approche de la surveillance basée sur les risques

Dans l'approche basée sur les risques (Cardoso *et al.* 2010) une priorisation pragmatique est réalisée, permettant des déclarations générales concernant l'état environnemental à grande échelle tout en maintenant les exigences en matière de surveillance gérables.

Cette approche fondée sur les risques est particulièrement efficace pour les Objectifs écologiques qui sont spatialement contrastés et lorsque les pressions sont appliquées à des emplacements spécifiques. Il est recommandé de cartographier les pressions susceptibles d'avoir les impacts les plus importants ainsi que la vulnérabilité des différentes priorités de l'écosystème. Cardoso *et al.* (Cardoso *et al.*, 2010)) recommandent la priorisation au moyen d'une évaluation préalable de :

- i. la distribution de l'intensité ou la sévérité des pressions dans l'ensemble de la région,
- ii. l'étendue spatiale des pressions liée aux propriétés de l'écosystème éventuellement impactées,
- iii. la sensibilité/vulnérabilité ou résilience aux pressions des propriétés écosystémiques,
- iv. la capacité des propriétés écosystémiques à se remettre des impacts et la vitesse d'une telle rémission, la mesure dans laquelle les fonctions écosystémiques peuvent être altérées par les impacts,
- v. le cas échéant, délai et durée de l'impact par rapport à l'étendue spatiale et temporelle des fonctions écosystémiques particulières (par ex. abri, alimentation, etc.).

La variation de l'échelle des conditions et impacts environnementaux des pressions signifie que les évaluations du BEE peuvent commencer avec les sous-régions les plus sensibles et subissant les plus gros impacts. Si l'état écologique dans ces régions est « bon », alors on peut estimer que l'état dans la région plus large est bon. En revanche, si l'état écologique dans la sous-région n'est pas « bon », alors la surveillance et les évaluations sont réalisées en plusieurs étapes sur des sites supplémentaires selon le gradient de pression ou de sensibilité. La taille des mesures appropriées le long du gradient dépendra de la nature de ce dernier et de la manière dont les conditions environnementales sont dégradées. Il peut grandement varier selon les cas (Cardoso *et al.* 2010).

Principe de précaution (principe fondamental 6)

Dans certains cas, il est impossible d'identifier un état d'une manière claire, soit au sein du BEE ou à l'extérieur. Dans ces cas-là, le principe de précaution doit s'appliquer. Quand, sur la base du meilleur savoir actuel disponible, des frontières intérimaires ou des alternatives pour un état variant entre un BEE réalisé et un BEE non réalisé, peuvent être déterminées, l'état environnemental dans cette marge-là doit être classé comme non BEE.

Quand les alternatives et les frontières intérimaires ne peuvent pas être définies, la classification doit se baser sur une description qualitative et un jugement d'expert. Selon le principe de précaution, l'ambiguïté de la classification ne doit pas être utilisée pour repousser une action. Les actions qui en résultent dépendront des manquements dans les cas individuels. Les actions comprennent au moins celles visant à combler ces manquements afin d'opter pour une approche quantitative, p. ex. à travers des méthodes améliorées, une plus grande surveillance et des recherches complémentaires, et ce d'une manière rentable.

5. Évaluation socio-économique/analyse coûts-bénéfices

Tandis que l'Évaluation socio-économique globale en vertu de l'approche écosystémique a été réalisée en se focalisant sur les secteurs et les coûts les plus importants causés par la dégradation de l'environnement marin et côtier (UNEP(DEPI)/MED WG.401/6 et UNEP(DEPI)/MED WG.401/7), l'importance d'assurer que l'IMAPest rentable est largement reconnue.

Afin d'atteindre le niveau le plus haut de rentabilité, les recommandations suivantes ont été prises en compte lors de l'IMAP:

- (a) Priorisation (à la fois au niveau du thème et de l'indicateur) des programmes de surveillance afin d'aborder les risques les plus importants et répondre aux besoins d'évaluation/de gestion, en tenant compte des indicateurs communs énumérés ci-dessus ;
- (b) Critères clés pour la priorisation pris en compte, crédibilité scientifique, surveillance pratique et exigences en matière de données et pertinence politique/sociale des critères et indicateurs de mesure/pressions qui ont un lien direct avec l'élément de gestion ;
- (c) Trouver des moyens innovants et efficaces pour effectuer la surveillance ;
- (d) Encourager la coopération des pays (au niveau bilatéral ou sous-régional) en tant qu'exécution rentable des programmes de surveillance (par exemple, opportunité pour l'UE de contribuer à la rentabilité au moyen des services maritimes Copernicus en offrant des produits de données dans les résolutions nationales pour des usages nationaux et régionaux en soutien à l'approche écosystémique en Méditerranée) ;
- (e) S'appuyer sur les activités existantes de surveillance (stations de surveillance existantes, activités réalisées) et sur l'usage des ressources existantes, (par ex. temps-navire), en améliorant autant que possible l'efficacité des programmes existants (à savoir usage de capacité de réserve) ;
- (f) Encourager la surveillance par l'industrie des effets environnementaux de leurs activités (suite aux évaluations d'impact initial), car si une telle surveillance est réalisée conformément aux normes spécifiées et si sa qualité est assurée et qu'elle fournit des données compatibles avec d'autres programmes de surveillance, cela peut réduire les coûts des Parties contractantes de manière significative.

Les coûts de la surveillance environnementale doivent être perçus à la lumière de la certitude qu'elle permet de comprendre la santé de l'environnement marin en relation aux bénéfices socio-économiques de la réalisation du BEE. La surveillance peut être perçue comme la « police d'assurance » apportant aux Parties contractantes la connaissance que l'environnement marin, sur lequel ils dépendent pour fournir des biens et services essentiels, est en bon « état » ou est en train de se modifier vers un bon état.

En plus d'assurer l'usage de méthodes rentables et identifier les possibilités pour maximiser la rentabilité du programme de surveillance, elle est également importante pour assurer que la mise en œuvre du Programme de surveillance intégré sera possible dans l'ensemble du bassin méditerranéen. À cet effet, il sera primordial d'évaluer davantage les capacités de pays, notant de point de départ des programmes de surveillance pertinents déjà mis en œuvre et ensuite aborder de manière spécifique, au niveau du pays, le niveau des besoins en matière de surveillance et d'évaluation, en cas d'intérêt, avec l'assistance du Secrétariat.

6. Partage des données et des informations

Conformément à la Décision EcAp de la CdP18, au cours de la mise en œuvre duIMAP, les principes suivants concernant la gestion de données visent à s'assurer que les données sont traitées de manière cohérente et transparente, comme suit :

6.1. Le système de partage d'informations sur l'environnement (SEIS):

- L'information doit être gérée le plus près possible de sa source ;
- L'information doit être collectée une fois, et partagée avec les autres pour de nombreux usages ;
- Les informations doivent être facilement accessibles aux autorités et leur permettre d'aisément s'acquitter de leurs obligations en matière de rapport ;
- Les informations doivent être facilement accessibles aux utilisateurs finaux, principalement les autorités publiques à tous les niveaux, du local au régional, afin de leur permettre d'évaluer en temps voulu l'état de l'environnement et l'efficacité de leurs politiques et de concevoir une nouvelle politique ;
- Les informations doivent également être accessibles afin de permettre aux utilisateurs finaux, à la fois les autorités publiques et les citoyens de faire des comparaisons à l'échelle géographique appropriée

(par ex. pays, villes, bassins versants) et de participer de manière concrète au développement et à la mise en œuvre de la politique environnementale ;

- Les informations doivent être pleinement accessibles au public, après examen du niveau approprié d'agrégation et sujet à des contraintes appropriées de confidentialité, et au niveau national dans la(les) langue(s) nationale(s) pertinentes ;
- Le partage et le traitement des informations doivent être favorisés au moyen d'outils logiciels libres et ouverts communs.

6.2 Le Groupe des observations de la terre (GOE) qui a défini les principes suivants de partage de données :

- Il y aura un échange complet et ouvert des données, métadonnées et produits partagés au sein du GOESS, reconnaissant les instruments internationaux pertinents et les politiques et législations nationales ;
- Toutes les données, métadonnées et produits partagés seront mis à disposition dans un délai minimum et à un coût minimal ;
- Toutes les données, métadonnées et produits partagés gratuits ou ne coûtant pas plus que le coût de reproduction seront favorisés pour la recherche et l'éducation.

6.3. La Surveillance mondiale pour l'environnement et la sécurité (GMES) qui établit une politique d'accès gratuit et ouvert aux données

Il convient de noter que l'objectif de ces principes de données est de soutenir, promouvoir et permettre le processus de mise en œuvre de l'EcAp :

- a) accès gratuit et ouvert à tous types de données, métadonnées et services ;
- b) dans la mesure du possible, reconnaître et respecter les politiques et législations nationales et la variété de licences et la propriété intellectuelle ;
- c) partager les données, métadonnées et services disponibles dans un délai minimum et gratuitement ou ne coûtant pas plus que les coûts de reproduction ;
- d) l'utilisation, la réutilisation et la recombinaison de données de différentes sources dans différents cadres et médias que ceux pour lesquels ils étaient destinés à la base ;
- e) la protection de l'intégrité, de la transparence et de la traçabilité dans les données environnementales, l'analyse et les prévisions ;
- f) la mise en œuvre des principes de partage de données SEIS, GMES et GOESS.

7. Assurance de Qualité et Contrôle de Qualité

L'exactitude et la comparabilité des données collectées est un prérequis essentiel à l'évaluation et à la description du statut ainsi que pour l'évaluation des influences humaines et les mesures nécessaires. L'Assurance de Qualité (AQ) et le contrôle de qualité (CQ) servent à garantir que les résultats de la qualité déclarée sont les mêmes dans toute la région Méditerranéenne et à tout moment.

AQ/CQ permet de sécuriser pleinement le processus analytique, de l'échantillonnage au reporting, pour tous les paramètres de surveillance, au niveau national, sous-régional et régional. La surveillance doit livrer des données représentatives du site et de la date de l'échantillonnage. Dans le cas particulier du suivi de tendances temporelles, il est extrêmement important d'effectuer des analyses fiables et reproductibles pendant des décennies. Ces analyses requièrent des procédures solidement documentées et des analystes expérimentés.

AQ/CQ semble se limiter aux méthodes et au cahier des charges technique. Cependant, AQ/CQ sont importants tout au long du processus de surveillance : de la définition des cibles à la réalisation du BEE, des indicateurs et paramètres associés afin de déterminer la surveillance nécessaire pour la conception du programme et la gestion de la collecte et du traitement des données afférentes. Les données de surveillance doivent permettre une évaluation du statut dans le temps et l'espace. Sur la base de l'évaluation d'un programme existant, un processus itératif pourrait permettre de modifier et de réviser le programme de surveillance. Ces programmes doivent pouvoir accepter de nouveaux développements tout en garantissant la protection des données temporelles. L'échange de meilleures

pratiques, l'interétalonnage et les activités d'harmonisation viendront renforcer le processus et souligneront les anomalies et les insuffisances. Ceci donnera naissance à des approches de surveillance comparables et basées sur des principes de surveillance agréés par tous.

Le stockage et l'échange de données sont également couverts par AQ/CQ, selon des normes de traitement communes et d'interopérabilité technique et sémantique des systèmes de traitement de données.

De plus, afin de garantir que les données sont de haute qualité, la Parties Contractantes devront, dès l'étape initiale d'IMAP :

- a) collaborer dans le cadre de la mise en œuvre des programmes de surveillance et soumettre leurs résultats au Secrétariat.
- b) être conformes aux prescriptions de AQ et participer aux exercices d'interétalonnage.
- c) utiliser et développer, individuellement, mais de préférence conjointement, tout autre outil d'évaluation scientifique, tels que la modélisation, la télédétection et les stratégies progressistes d'évaluation des risques ;
- d) entreprendre, individuellement, mais de préférence conjointement, les recherches nécessaires à l'évaluation de la qualité du milieu marin, et d'accroître les connaissances et la compréhension scientifique du milieu marin et, en particulier, la relation entre les intrants, la concentration et les effets ;
- e) prendre en compte les avancées scientifiques utiles aux fins d'évaluation fournies par des chercheurs individuels ou par d'autres organismes de recherche, ou encore par le biais d'autres programmes de recherche nationaux ou internationaux, ou sous l'égide de l'UE ou autres organismes régionaux.

De plus, dans le cadre de l'étape initiale d'IMAP, le Secrétariat devra également :

- a) Élaborer et mettre en œuvre des programmes de surveillance collaboratifs ainsi que la recherche afférente aux évaluations, élaborer des codes de bonnes pratiques à l'intention des participants gestionnaires des programmes de surveillance et approuver la présentation et l'interprétation des résultats.
- b) Effectuer des évaluations qui tiennent compte des résultats de surveillance pertinents et des recherches ainsi que des données associées aux apports de substances ou d'énergie dans l'aire maritime, fournies par IMAP.
- c) Demander, lorsque nécessaire, les conseils ou les services d'organismes régionaux compétents et autres organismes internationaux ou instances compétentes afin d'inclure les résultats les plus récents de la recherche scientifique.
- d) Collaborer avec les organisations régionales compétentes dans la mise en œuvre des évaluations de la qualité du statut.

II. SURVEILLANCE ET ÉVALUATION DE L'OE1 : LA BIODIVERSITÉ

1. L'application de l'approche basée sur le risque pour la surveillance de la biodiversité

Il n'est pas pratique ou possible, voire nécessaire de surveiller tous les attributs et les composantes de la diversité biologique, à travers la région ou la sous-région. La relation entre les pressions environnementales et les principaux impacts sur l'environnement marin doit être prise en compte lors de la sélection au site et de à surveiller sur la base d'une priorisation fondée sur les risques et sur la base du meilleur usage des programmes de surveillance de la biodiversité en cours.

En général, le développement d'un programme de surveillance pour les évaluations ultérieures doit être basé sur une compréhension holistique de la région ou de la sous-région à évaluer. Compiler les informations pertinentes dans un Système d'information géographique (SIG) est recommandé pour permettre une compréhension spatiale (et temporelle) de la relation entre les activités humaines (qui causeraient des pressions nocives sur l'environnement) et des caractéristiques de l'environnement, y compris sa biodiversité.

En outre, en ce qui concerne la surveillance de la biodiversité, il est recommandé de se focaliser sur les soi-disant "sites représentatifs" dont les critères de sélection comprendraient, d'une manière indicative, ce qui suit :

- les pressions et les risques/l'impact sur la biodiversité sont fortement liés, selon une approche basée sur le risque (habitats vulnérables, emplacement des espèces) ;
- la plupart des données historiques/des informations sont disponibles ;
- la surveillance bien ancrée est déjà en place (en général, non seulement pour la biodiversité)
- les sites dont l'intérêt de la conservation et l'importance de la biodiversité sont élevés (selon les réglementations nationales, régionales ou internationales) ;
- opinion d'expert.

Les sites à surveiller devraient être priorisés pour couvrir au moins les zones suivantes :

- Les zones d'influence à partir d'activités anthropiques qui devraient causer un impact sur la diversité biologique, la priorité étant donnée aux zones au risque le plus élevé¹ (i. Activités à intensité élevée, ii. Activités multiples, iii. Zones où l'impact peut être particulièrement sévère ou à long terme).

Les zones considérées comme représentatives des conditions (de référence) non affectées (à savoir ne faisant pas l'objet ou n'étant pas affectées par les pressions : (i) Sans pression (autant que possible dans la zone d'évaluation), (ii) Représentant les conditions physiographiques et hydrologiques des zones soumises à des pressions identifiées dans (a) (y compris les mêmes écotypes ou les types de la même communauté).

La superposition de cartes dans un SIG contribuera à donner un aperçu holistique de la zone d'évaluation, des pressions anthropiques l'affectant et des sites des programmes actuels de surveillance. Ceci permettra la prise de décisions bien informées concernant la manière de prioriser les zones à envisager pour la surveillance.

Le niveau des pressions, qu'elles soient isolées, mixtes ou générant des impacts cumulatifs, affectera l'intensité des impacts, ainsi que leur étendue spatiale et leur développement temporel. Les échelles spatiale et temporelle du changement varieront également selon les conditions spécifiques de chaque région ou sous-région.

Surveillance dans les Aires spécialement protégées marines et côtières

La surveillance des Aires spécialement protégées marines et côtières ou Aires spécialement protégées en vertu du Protocole ASP/BD doit constituer une activité essentielle réalisée au cours de la phase initiale (2016-2018 du Programme de surveillance et d'évaluation intégrées), afin de servir les objectifs suivants :

¹ Dans la mesure du possible, utiliser un transect allant de haut à basse pression afin de dépasser la "frontière BEE" – peut permettre de définir la limite entre les zones dans le BEE et celles n'y figurant pas

- Sur la base de l'approche de risque, certaines aires protégées marines et côtières peuvent être conçues de cette manière-là, en raison du risque d'être soumis à des pressions élevées nécessitant donc une surveillance plus intense;
- D'autres aires marines protégées dans des régions éloignées ne peuvent être que légèrement affectées par les pressions. La surveillance dans ces zones pourrait être utile pour déterminer les conditions de référence et/ou définir un Bon état écologique (BEE) pour plusieurs indicateurs; même si en réalité ces conditions de référence sont rares en Méditerranée.
- Surveiller les aires marines et côtières protégées ayant un niveau de protection différent pourrait également apporter des informations concernant l'efficacité des mesures de protection.

Liste indicative des habitats et des espèces

La Décision EcAp CdP 18 inclut, une liste indicative des habitats et des espèces à envisager pour la surveillance et l'évaluation pour être détaillée ultérieurement lors de la préparation du programme de surveillance intégrée. Ces listes indicatives ont été améliorées au cours de la réunion CORMON sur la Pêche et la Biodiversité (Ankara, 26-27 juillet 2014) et par le groupe de travail en ligne sur la biodiversité et les espèces non-indigènes.

EN ce qui concerne la liste indicative des espèces, il a été convenu qu'afin d'identifier les composantes de la biodiversité les plus appropriées à surveiller, il est recommandé de suivre un ensemble logique de questions, telles que :

- Quelles sont les principales pressions exercées sur la biodiversité dans la région/les sous-régions?
- Quelles principales composantes de la biodiversité chaque pression affecte-t-elle le plus (à commencer par les oiseaux, les mammifères, les reptiles, les poissons, les habitats côtiers, les habitats du plateau continental et les habitats des mers profondes, mais subdiviser, si nécessaire, p.ex. oiseaux côtiers/oiseaux offshore)?
- Quelles espèces individuelles (ou groupes d'espèces) ou types d'habitats peuvent être surveillés pour représenter le mieux les impacts de la pression sur chaque groupe plus large?

Évaluation intégrée des indicateurs de biodiversité communs au niveau des OE

Aux fins d'évaluation de la biodiversité des OE, il est essentiel de se référer à la description du BEE définie pour chaque OE.

La Convention sur la Diversité Biologique (CDB) définit la 'diversité biologique' comme étant : "la variabilité des organismes vivants de toute origine, y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie; cela comprend la diversité au sein des espèces, et entre les espèces et ainsi que celle des écosystèmes".

Le terme « maintenu » est essentiel à la quantification du BEE pour OE1 et donc pour l'élaboration des recommandations sur la base de normes associées aux critères et à la méthodologie. Trois facteurs déterminant s'appliquent à la condition (« maintenu ») :

- a) aucune perte de diversité supplémentaire à l'échelle écologique pertinente au sein des espèces, entre les espèces ou dans les habitats/communautés et écosystèmes ;
- b) tout attribut de la diversité biologique détérioré sera restauré et maintenu au niveau des cibles prédéterminées ou au-delà, lorsque les conditions intrinsèques s'y prêtent (Art. 1.2a) et
- c) où l'utilisation du milieu marin est durable.

Le terme 'habitat' appliqué à OE1 couvre à la fois les caractéristiques abiotiques et la communauté biologique correspondante, et traite les deux éléments conjointement sous le terme de biotope, alors que « qualité », « occurrence », « répartition », « étendue » et « abondance » servent de socle aux critères utilisés dans l'évaluation du BEE.

Il est important aux fins d'évaluation, de noter que le périmètre de l'OE1 est vaste, et doit être évalué à plusieurs niveaux écologiques : espèces, habitats (couvrant à la fois et conjointement les caractéristiques abiotiques et la communauté biologique correspondante) et écosystèmes.

En ce qui concerne les espèces, le BEE sera défini pour tous les groupes fonctionnels et taxonomiques du milieu marin.

En règle générale, il est difficile de définir quantitativement la diversité biologique du BEE, vu le nombre d'éléments à évaluer qui ne peuvent pas être couverts par une description quantitative seule.

Une approche conceptuelle alternative applicable à la quantification du BEE peut être cadrée de façon à ce que la résilience de l'écosystème puisse gérer la biodiversité quantifiée, ou, en d'autres termes, cette donnée sera prise en compte dans la détermination des limites du BEE en tant qu'écart « naturel » acceptable par rapport au point de référence. Lorsqu'il est impossible de quantifier le BEE, celui-ci pourrait être initialement défini qualitativement, notamment selon le volume de connaissances disponible pour de nombreux habitats et espèces.

Par exemple, les conditions des habitats benthiques peuvent être définies qualitativement (sur la base de la composition et des proportions de l'espèce) et l'absence de BEE pourrait être exprimée en tant qu'écart (qualitatif ou semi-quantitatif) au point de référence qualitativement défini.

Considérant la nature dynamique des écosystèmes et les variations naturelles des conditions écologiques, le BEE ne peut être directement quantifié que pour certaines échelles, espèces et habitats. À cette fin, les listes d'éléments et les systèmes de classification des éléments peuvent faciliter une détermination quantitative cohérente et comparable du BEE, au niveau régional.

Les Groupes de Correspondance sur la Surveillance (CORMONs) continueront donc à explorer et quantifier le BEE au niveau des OE, sur la base des principes ci-dessus, dans le cadre de l'étape initiale d'IMAP.

2. Surveillance et évaluation des indicateurs communs liés à la biodiversité

Les indicateurs communs convenus en relation à la surveillance de la biodiversité sont les suivants :

1. Aire de répartition des habitats ;
2. Condition des espèces et communautés typiques de l'habitat;
3. Aire de répartition des espèces (concernant les mammifères marins, les oiseaux marins, les reptiles marins);
4. Abondance de la population des espèces sélectionnées (concernant les mammifères marins, les oiseaux marins, les reptiles marins) ;
5. Caractéristiques démographiques de la population (par ex. structure de la taille ou de la classe d'âge, sex-ratio, taux de fécondité, taux de survie/mortalité concernant les mammifères marins, les oiseaux marins, les reptiles marins).

En précisant les spécificités de la surveillance pour les indicateurs communs suivants, les deux questions suivantes ont été prises en compte :

1. L'état de la composante doit-il être surveillé et évalué directement ou bien est-il plus efficace, en termes de coût de surveiller et d'évaluer la pression ou les pressions qui l'impact/impactent (quand il y a un lien de causalité bien ancré)?
2. Y a-t-il des espèces et habitats/communautés particulières au sein de chaque écotype d'espèces ou de type d'habitat prédominant qui pourrait constituer une alternative appropriée à l'état de la composante plus large?

Considérations spécifiques sur l'évaluation des indicateurs communs de biodiversité:

Échelles temporelles

La variation écologique a lieu dans le cadre d'un large éventail d'échelles temporelles, particulièrement en fonction des caractéristiques du cycle de vie des espèces (des heures à des décennies), des fluctuations à long terme dans le climat et parfois, de très longues périodes pour que la structure de la communauté se reconstitue après avoir encouru de sévères préjudices (des décennies et des siècles). Les six évaluations annuelles devraient se baser sur des preuves (environnementales et activité/pressions), mises à jour au moins une fois tous les six ans. Toutefois, la périodicité de la collecte des preuves nécessaires pour évaluer d'une manière appropriée les tendances doit être déterminée en fonction des caractéristiques du cycle de vie, des facteurs environnementaux et d'autres facteurs qui causent ou peuvent causer des impacts négatifs. Certains éléments de pression affectant la biodiversité pourraient être contrôlés d'une manière plus fréquente, par rapport à l'état actuel de la biodiversité (p. ex. une surveillance plus fréquente de l'impact de la pêche sur le fond marin que l'état de l'habitat benthique). De nombreux aspects des évaluations de la biodiversité auraient également besoin de développer davantage les techniques et la compréhension d'un changement en relation avec les facteurs environnementaux et les pressions anthropiques. Faire la distinction entre les pressions anthropiques et d'autres moteurs de changement constitue une question-clé pour effectuer des évaluations effectives et devrait exiger une surveillance plus intensive (et plus fréquente), jusqu'à ce que les relations soient comprises d'une manière appropriée et que la périodicité de la surveillance soit réduite d'une manière raisonnable.

À partir de ces considérations, il est recommandé :

- De mettre à jour les preuves (environnementales, mesures de gestion et activité/pression) pour effectuer les six évaluations annuelles du BEE pour le OE avant que chaque évaluation ne soit entreprise;
- De déterminer la périodicité de la collecte de preuves selon les taux de changement au niveau des influences naturelles et anthropiques dans la Région/Sous-région;
- Que la périodicité de la collecte de preuves soit suffisante pour faire la distinction entre les effets de la perturbation anthropique, d'une part, et la variabilité naturelle et climatique, d'autre part, et le besoin de déterminer le progrès par rapport au programme de mesures;
- La fréquence de l'échantillonnage en relation avec les coûts est envisagée avec précaution. Il est vrai que les coûts d'un échantillonnage plus fréquent peuvent être plus élevés que ceux qui étaient initialement prévus, il serait plus coûteux, à long terme, de procéder à des échantillonnages d'une manière très peu fréquente, si cela aboutit à des conclusions erronées et à un programme de mesures coûteux et déficient, basé sur un programme de surveillance non conçu d'une manière approfondie.

3. Méthodologie et normalisation

Des méthodes cohérentes pour la surveillance à travers la région/la sous-région sont requises. Certaines méthodes sont décrites par les lignes directrices standard internationales, comme l'Organisation internationale de normalisation (ISO) et le Comité européen de normalisation (CEN) tels que listés dans l'Annexe IV. Quand il existe des lignes directrices appropriées, elles doivent être surveillées, à condition qu'elles soient appropriées aux fins de surveillance (p.ex. pour évaluer les critères en relation avec les objectifs et les conditions de référence). Quand elles ne sont pas disponibles, les procédures opérationnelles utilisées doivent être compatibles avec les méthodes décrites dans la littérature scientifique pour les composantes ou les indicateurs biologiques pertinents. Une description détaillée des procédures devrait être développée par les laboratoires participants et, au moins, normalisée entre les collaborateurs à travers la sous-région, par exemple durant la synergie avec d'autres efforts de surveillance et de recherche en cours.

Les réseaux internationaux et interdisciplinaires à grande échelle, à l'instar de MarBEF⁴, ont fait la lumière sur le besoin d'évaluer la biodiversité à l'échelle des écosystèmes, plutôt que dans des zones localisées. Toutes les activités de surveillance doivent, si possible, viser à contribuer à de tels systèmes d'évaluation à grande échelle couvrant les mers Régionales. À cette fin, la méthodologie et les approches pour les indicateurs sélectionnés

⁴ www.marbef.org

doivent être crédibles, reproductibles et, autant que possible, inter-comparables entre les opérateurs à travers les

Mers Régionales.

Contrôle de qualité/assurance de qualité (CQ/AQ)

Ce qui suit a été modifié à partir d'ISO 16665 et s'applique à toutes les formes de surveillance biologique.

Les mesures de l'assurance de qualité et du contrôle de qualité doivent être incorporées durant toutes les étapes des programmes d'échantillonnage et de traitement d'échantillons. Ces principes aident à garantir que toutes les données produites sont d'une qualité spécifique et que toutes les parties du travail sont menées d'une manière standardisée et inter-comparable. Ainsi, toutes les procédures seront clairement décrites et effectuées d'une manière ouverte, de manière à ce que toutes les activités de laboratoire puissent être vérifiées, d'une manière interne et externe, à tout moment.

L'objectif général consiste à assurer la traçabilité et la documentation entière des échantillons et des équipements depuis le début jusqu'à la fin à partir de l'échantillonnage, le transport d'échantillons, le déchargement d'un navire de sondage (le cas échéant), le placement au sein d'un entrepôt d'échantillons et leur récupération de l'entrepôt, jusqu'au traitement des échantillons, l'élaboration de rapports et l'archivage final.

Pour quelques composantes de la biodiversité, comme la faune benthique, l'assurance internationale de la qualité et/ou les plans des cycles d'essais sont bien établis (p. ex. BEQUALM). Certains plans nationaux approuvés existent. Pour d'autres composantes, les plans d'assurance - qualité spécifiques peuvent manquer. Dans ce cas-là, des modifications appropriées peuvent être développées.

Un plan d'assurance de qualité/contrôle de qualité devrait comprendre ce qui suit :

- formation et registres de formation;
- traçabilité du travail et des échantillons;
- pratiques normalisées tout au long du processus;
- calibration des procédures ou des équipements d'échantillonnage et de traitement d'échantillons;
- vérification interne et externe, également appelée les plans analytiques du contrôle de la qualité;
- mises à jour de la littérature;
- collections de références ou de bons (où les spécimens sont collectés; photographies ou autres documentations pour un échantillonnage non-destructif)

4. Surveillance des indicateurs communs de la biodiversité

4.1. Élaborer une aire de répartition des habitats (Indicateur commun : aire de répartition des habitats)

L'Objectif opérationnel de l'ECAP de l'indicateur concernant l'aire de répartition de l'habitat consiste à ce que les habitats marins et côtiers principaux ne soient pas perdus. Ainsi, la perte de l'étendue de l'habitat, p. ex. en raison du développement des infrastructures et des dégâts causés par les activités physiques, comme le chalutage, ainsi que les éventuels dégâts causés par la pollution, constitue un facteur important pour surveiller et évaluer. De plus, tel qu'il a été susmentionné, la Réunion CORMON sur la Pêche et la Biodiversité (Ankara, 26-27 juillet 2014) a estimé que la perte de l'étendue de l'habitat était typiquement plus importante/à un risque plus élevé, la perte de l'aire de répartition ne venant qu'en deuxième plan.

4.1.1 Situer et évaluer les habitats benthiques

L'identification des sites d'habitat dans les zones maritimes loin du littoral doit être basée sur des données géologiques, hydrologiques, géomorphologiques et biologiques plus générales que dans le cas des zones terrestres et côtières. Quand le site des types d'habitat sous-littoral n'est pas déjà connu, les zones peuvent être

localisées en deux étapes par le biais des données disponibles. Des informations océanographiques ou géophysiques à une échelle plus large sont souvent disponibles pour de larges zones d'eaux et peuvent être utilisées, dans une première étape, dans la sélection des sites en contribuant à identifier la localisation des habitats potentiels. La deuxième étape consiste à utiliser des recherches d'informations centrées ou de nouvelles études, visant ces zones spécifiques, où les informations existantes montrent qu'un type d'habitat est présent ou devrait être présent. Cette approche est particulièrement utile pour les Parties contractantes avec de larges zones maritimes et des eaux profondes où les informations biologiques détaillées devraient être faiblement distribuées. La collecte de données devrait impliquer l'examen des données et des archives scientifiques des parties prenantes concernées dans les académies, le gouvernement, les ONG et les industries concernées. Ces informations peuvent inclure des graphiques historiques portant sur les caractéristiques pertinentes des fonds marins et sur les zones de pêche.

Les deux étapes comprennent :

- Utiliser les informations physiques disponibles, cartographiées à une échelle régionale, comme les données géologiques modelées des fonds marins, les données bathymétriques, les données océanographiques physiques, les chartes navales ou de navigations (quand elles montrent le type de fonds marins), pour prévoir la localisation du type d'habitat éventuel.
- Améliorer et ajouter ces informations en utilisant des ensembles de données de télédétection plus localisés, comme le sonar à balayage latéral, les études du système de discrimination acoustique du fond (AGDS), le levé bathymétrique multifaisceaux, des photographies aériennes ou des images par satellites (pour certains habitats dans des eaux de très faible profondeur uniquement, comme les herbiers marins ou les fonds maërl). De telles données détectées à distance auront besoin d'être validées sur le terrain (in situ) par un échantillonnage direct des sédiments et/ou du biote (échantillonnage aléatoire/carottage, relevé en plongée, chalutage benthique) ou par l'observation à distance (vidéo, photographie, VST [Véhicule sous-marin télécommandé]). Pour obtenir des informations supplémentaires à cet égard, voir Tableau A3 dans l'Annexe III et un examen dans Cogan et al (Cogan et al., 2007).
- Le Projet MESH a développé une série de Lignes directrices opérationnelles recommandées⁵ pour décrire le meilleur moyen afin d'utiliser chaque technique dans une cartographie d'habitat marin.
- Outre la validation in situ, les données obtenues de l'échantillonnage direct sont également utilisées pour évaluer le biote du type d'habitat d'une manière directe.

Avec la pression croissante exercée sur notre environnement marin offshore et côtier à travers les activités industrielles et de plaisance, de nouvelles méthodes et technologies ont été développées dans les dernières années pour permettre une évaluation rapide du site. Parmi ces technologies, l'écho-sondage multifaisceaux, le sonar de balayage latéral et le système de discrimination acoustique du fond. Ces techniques de télédétection, associées aux techniques de validation in situ, telles l'échantillonnage aléatoire de sédiments, le remorquage de caméras et le dragage, peuvent être utilisées pour créer des cartes d'habitats détaillées.

Pour combler les écarts entre les cartes d'habitats restreintes et détaillées, des cartes d'habitats prédictives à une échelle plus grande ont été élaborées à partir de catégories physiques plus larges. Le projet UKSeaMap 2010⁶ a récemment mis à jour une carte d'habitats de fonds marins pour l'ensemble de la zone du plateau continental du Royaume-Uni par le biais de cette méthode.

En ayant recours à une approche très similaire, le projet EUSeaMap⁷ a récemment produit une carte d'habitats des fonds marins pour environ 2 millions de kilomètres carrés de fonds marins européens à travers la mer du Nord, la Mer Celtique, la Mer Baltique et la Méditerranée occidentale. Un exercice similaire est actuellement élaboré pour l'ensemble de la Méditerranée dans le cadre du Réseau européen d'observation du milieu marin et de collecte de données (**EMODnet**⁸), effectuant une cartographie des pressions et des types d'habitats des fonds

⁵ <http://www.searchmesh.net/default.aspx?page=1915>

⁶ <http://jncc.defra.gov.uk/ukseamap>

⁷ <http://jncc.defra.gov.uk/euseamap>

⁸ <http://www.emodnet-mediterranean.eu/project/>

marins, afin d'évaluer l'échelle potentielle des impacts par (large) type d'habitat, qui devrait se terminer en 2016.

Une méthode qui comprend les données relatives aux pressions et à l'habitat spatial afin de mesurer les impacts cumulatifs anthropiques a été établie il y a quelques années (Halpern et al., 2008) et, depuis, est appliquée à plusieurs zones maritimes (Halpern et al., 2009; Selkoe et al., 2009; Ban et al., 2010; Kapel et Halpern, 2012; Korpinen et al., 2012, 2013; Andersen et al., 2013), y compris pour la mer Méditerranée (Coll et al., 2012; Micheli et al., 2013).

4.1.2. Évaluer l'état de l'étendue de la zone d'habitats benthiques à travers l'indicateur de l'aire de la perte d'habitat (conformément à l'objectif opérationnel)

L'indicateur proposé évalue la proportion de l'aire des habitats perdus, soit d'une manière définitive ou pour une longue période, ou sont sujets à un changement de type en raison des pressions anthropiques. En principe, tout type d'habitat peut être évalué sur la base de cet indicateur à travers le traitement de la construction spatiale et à travers d'autres données relatives aux pressions, ainsi que la compilation de l'habitat modélisé, de l'habitat interpolé et l'étendue de l'habitat directement mesurée.

L'indicateur est en principe applicable à tous les types d'habitat à travers la région de la Méditerranée et est considéré comme étant hautement sensible aux pressions physiques. Dans la plupart des cas, l'indicateur sera largement fondé sur la cartographie et la modélisation des habitats, ainsi que sur l'empreinte de construction et sur les données relatives aux pressions spatiales; il s'agit d'un indicateur rentable, car il réduit les activités de surveillance sur ce plan-là.

Dans les habitats qui sont définis par des espèces de bio-ingénierie d'habitats à long terme, les changements dans l'étendue de l'habitat peuvent être causés par des influences physiques anthropiques, comme la pêche par chalutage. La perte de l'étendue de l'habitat est la plus préoccupante pour ces habitats définis d'une manière biogénique (qui comprend les herbiers marins) et bien moins inquiétante pour les habitats définis d'une manière physique, car ces derniers sont typiquement moins affectés par l'espace et ont une étendue naturelle plus large. Une approche régionale fondée sur les risques devrait viser à prioriser ces habitats qui ont besoin de programmes de contrôle actifs et réguliers pour collecter les données supplémentaires nécessaires à celles issues d'études théoriques.

Cet indicateur est relatif à une aire, étroitement liée aux éléments de condition, p. ex. si une condition d'habitat est suffisamment pauvre et irrécouvrable, elle est donc perdue. Cette évaluation identifie trois options :

- Faire usage d'indices de condition, d'une évaluation et d'un échantillonnage représentatif dans un nombre limité d'aires, avec une extrapolation conséquente dans un domaine plus large ;
- Modéliser les habitats et élaborer une cartographie pour contrer les impacts, par l'intermédiaire de cartes de sensibilité, en association avec des données relatives à l'empreinte de construction et des données relatives à l'intensité de la pression spatiale. Il serait également possible de faire fusionner les options 1 et 2 ;
- Surveiller les habitats d'une manière directe.

Exigences en matière de surveillance

Les données pour cet indicateur doivent être essentiellement issues des sources de données des activités, telles les Évaluations de l'impact environnemental, les VMS ou les données du journal de bord de la pêche. Une approche fondée sur les risques identifiera des besoins de surveillance supplémentaires requis pour certains types d'habitat et maintiendra des efforts de surveillance à un coût optimal.

L'effort et/ou le coût d'un programme exhaustif de surveillance pour les types d'habitats bénéficiant de réglementations protectrices peuvent être considérés comme modérés à élevés, en fonction du nombre et de l'aire des habitats énumérés. L'utilisation de modèles ou de méthodes non invasives peut réduire l'effort et/ou le coût à long terme, mais ne peut traiter, d'une manière exhaustive, les paramètres liés à l'étendue et aux conditions.

Les méthodes et les efforts requis dépendent largement de l'habitat en question. Les substrats durs sont surveillés de préférence par l'intermédiaire de méthodes optiques non destructives, telles que la vidéo sous-marine. Les communautés fauniques sont échantillonnées par l'intermédiaire de bennes et de carottiers normalisés, couramment utilisés dans les programmes de surveillance marine. Le traitement et la conception d'échantillons doivent s'effectuer conformément aux lignes directrices nationales ou internationales (voir Annexe V concernant un aperçu général des normes et des méthodes pour la surveillance de la biodiversité).

Étendue spatiale

La base spatiale pour l'évaluation doit être selon les aires secondaires biogéographiques méditerranéennes afin de refléter les changements dans le caractère biologique de chaque type d'habitat à travers la Méditerranée et ses sous-régions.

Chaque Partie contractante doit évaluer chaque habitat à travers ses eaux maritimes nationales. Toutefois, il est recommandé d'évaluer à une échelle inférieure si elles appartiennent à des sous-régions biogéographiques différentes où les différences en matière d'intensité de pression sont évidentes entre les sous-bassins.

4.1.3. Évaluation – considérations spécifiques

Paramètre/métrique

Le paramètre/le système métrique pour l'évaluation de cet indicateur est la superficie de l'habitat perdu pour chaque type d'habitat. On suggère d'utiliser, d'une manière assez vaste, les données cumulatives de l'impact issues du savoir de construction et d'autres pressions anthropiques. Vu que la plupart des activités humaines qui causent la perte d'habitats sont des projets qui requièrent des procédures d'octroi de licences et des Évaluations d'impact environnemental (p.ex. constructions de parcs éoliens, extraction de sédiments), les données doivent être mises à la disposition des Parties contractantes. En ce qui concerne les dégâts encourus par l'habitat en raison d'autres activités également, y compris la pêche, un éventail de données portant sur les activités est disponible, y compris les données VMS (système de surveillance des navires par satellite) et celles du journal de bord pour des bateaux de pêche plus grands qui pratiquent la pêche par chalutage de fond. Sur la base de ces données, la décision y afférente doit être prise au cas par cas, en appliquant une approche fondée sur les risques, sur laquelle les efforts de surveillance/d'échantillonnage se concentrent pour valider (2 susmentionné), extrapoler (1 sus-mentionné) et mesurer (3 sus-mentionné) l'aire de l'habitat.

Élaborer une cartographie des habitats constitue la base de cet indicateur. Des méthodes et des échelles cohérentes seront nécessaires pour élaborer la cartographie d'un habitat donné dans une sous-région. Le temps d'échantillonnage doit être synchronisé pour une sous-région donnée, afin de normaliser l'impact des changements saisonniers, interannuels ou relatifs au climat sur les résultats.

En général, les étapes suivantes doivent faire partie de l'évaluation de l'indicateur :

- Produire des cartes des habitats marins dans les aires marines de chaque Partie Contractante ;
- Attribuer une sensibilité spécifique aux pressions physiques pour chaque type d'habitat ;
- Rassembler les données relatives à l'empreinte pour les habitats scellés et appliquer les données relatives à l'intensité des pressions spatiales et temporelles (p.ex. les données VMS ou celles du journal de bord pour la pêche, les données relatives aux activités issues des projets et des plans approuvés) ;
- Si les vulnérabilités sont traitées en 1-3, en déduire les impacts soit :
 - a) des relations connues pression/impact, par l'intermédiaire de sites de référence et de surveillance sur la base des risques de stations sélectionnées (lien aux indices de condition), ou
 - b) de l'élaboration d'une cartographie des empreintes de construction et des modèles d'impact (avec la vérification au sol).
- Si les vulnérabilités ne sont pas traitées en 1-3, il existe d'autres mesures issues de l'étendue de l'habitat ;
- Déterminer si l'objectif est réalisé (p.ex. une partie de l'aire perdue ou endommagée, par rapport à l'aire totale du type d'habitat, au-delà de laquelle le BEE n'est pas réalisé).

Les études non invasives (p. ex. sonar à balayage latéral, vidéo) ou les modèles (à être validés par un échantillonnage optimisé) peuvent s'avérer nécessaires pour sélectionner la stratégie d'échantillonnage la plus appropriée. Des intervalles de 3-6 ans sont probablement appropriés.

Ligne de base et niveau de référence

La condition/l'état de référence est recommandé(e) comme étant l'approche préférée pour déterminer des lignes de base des habitats benthiques. Quand c'est possible, les conditions de référence doivent être déterminées, p. ex. l'utilisation de cartes/données historiques, la modélisation des résultats. S'il est impossible de déterminer les conditions de référence, le jugement d'un expert doit être alors utilisé, tout en accordant une considération particulière à l'état actuel.

Certaines considérations pour déterminer les limites/les objectifs du BEE

En tant qu'objectif, l'aire endommagée ou perdue par type d'habitat, particulièrement pour les habitats définis physiquement et non biogéniques, peut être déterminée d'une manière à ne pas dépasser un pourcentage acceptable de la valeur de la ligne de base. En tant qu'exemple, cet objectif était issu d'OSPAR, ne dépassant pas 15% de la valeur de la ligne de base et a été proposé par HELCOM d'une manière similaire.

Pour les habitats conformément aux réglementations protectrices (telles que celles énumérées en vertu du Protocole ASP (Aires spécialement protégées)/Biodiversité, et des Directives de l'UE sur la Nature), l'objectif consisterait à stabiliser ou à réduire, sans toutefois aller en-dessous de la valeur de la ligne de base. Par exemple, concernant l'orientation de l'UE pour l'évaluation de l'état de conservation conformément à la Directive sur les habitats, les États membres ont adopté, en général, un seuil de tolérance de 5% au-delà de la ligne de base pour représenter un état « stable ». Toutefois, dans certains cas, un seuil de tolérance plus strict inférieur à 1% a été rattaché au maintien de l'étendue de l'habitat.

Il est probable que les habitats littoraux soient en majorité altérés/scellés déjà alors que les habitats offshore n'ont présentement que de très petites aires bâties. Ainsi, il est nécessaire d'examiner la possibilité de définir des objectifs aux différents groupes d'habitats.

La définition de la ligne de base interagit avec les objectifs de cet indicateur - p. ex. dans les cas où la perte est déjà de 15 % en raison des revendications territoriales dans le passé, la ligne de base peut être déterminée comme étant un état actuel ou historique. Ceci, associé à l'ambition de l'objectif, déterminerait si le BEE est réalisé.

Pour certains habitats bénéficiant d'un statut de protection qui ont été historiquement réduits, l'objectif devrait être que l'aire augmente vers la taille de la ligne de base (p. ex. vers les conditions de référence), en un certain intervalle de temps, reconnaissant que la recolonisation d'aires occupées dans le passé pourrait ne pas avoir lieu en raison des changements dans les conditions environnementales ou climatiques.

Il est recommandé de prendre en considération des habitats spécifiques de grande importance, comme les aires d'alimentation et de reproduction pour les espèces mobiles, quand il s'agit d'appliquer/de développer davantage ou de revoir cet indicateur.

4.1.4. Rapport coût-efficacité

Une grande partie de cet indicateur dépend des données relatives à la pression, soit – en principe – celles déjà disponibles, plutôt que sur un échantillonnage pratique et des évaluations directes de l'état. Les coûts de surveillance des habitats à faible risque devraient être relativement bas. Il y aurait besoin de collecter des données supplémentaires portant sur l'étendue de l'habitat et la cartographie.

4.1.5 Travail complémentaire

Les étapes supplémentaires suivantes sont nécessaires pour l'opérationnalisation de l'indicateur au cours de la phase initiale de IMAP:

- Définir la vulnérabilité/la résilience des types d'habitats, compte tenu de leurs communautés différentes en relation avec les pressions physiques ;
- Approuver un modèle simple et pragmatique pour analyser les relations d'impact/les pressions généralisées pour les types d'habitat et définir le BEE qualitatif sur la base de ces résultats ;
- Identifier les lignes de base de l'étendue (de l'aire) pour chaque type d'habitat ;
- Développer davantage les critères d'une approche fondée sur les risques pour surveiller et développer des instructions d'échantillonnage harmonisées, le cas échéant ;
- Développer des méthodologies communes de calcul, des concepts d'échantillonnage et des instructions pour l'élaboration de la cartographie, tout en spécifiant la précision (grille ou résolution spatiale) de l'étendue (l'aire) a priori;
- Déterminer les échelles d'évaluation appropriées en détails;
- Développer des flux de données normalisés pour les données relatives aux pressions spatiales ;
- Examiner les lignes de recherche du BEE pour les types d'habitat qui ne peuvent pas être basés sur les registres contemporains de pressions ou de constructions ;
- prouver les protocoles SIG, la collecte de données, la cartographie et l'échantillonnage d'une manière harmonisée.

Pour développer davantage cet indicateur, un séminaire se concentrant sur la définition et l'évaluation de la vulnérabilité/résilience des habitats et l'identification des modèles appropriés d'impact/de pression spatiale doit être organisé.

4.2 Élaborer la condition de l'habitat définissant les espèces et les communautés (indicateur commun 2 : condition des espèces et communautés typiques de l'habitat)

4.2.1 Élaborer la composition typique des espèces benthiques

Le concept d'« espèces typiques » émerge de la relation de l'état de conservation des habitats naturels par rapport à leur distribution, leur structure et leurs fonctions naturelles à long terme, ainsi qu'à la persistance à long terme de leurs espèces typiques au sein du territoire concerné. Ainsi, la composition des espèces typiques doit être des conditions naturelles, comme une condition pour que leur habitat soit dans une condition naturelle.

Afin d'évaluer l'état de la condition des espèces typiques de l'habitat, les Parties contractantes, doivent lister des espèces typiques et de déterminer les objectifs pour leur présence. Toutefois, il est également important de compiler les listes d'espèces typiques par sous-région/région biogéographique, pour permettre une évaluation consistante de la condition.

La composition des espèces typiques comprend les macrozoobenthos (les invertébrés aquatiques) et les macrophytes, en fonction du type de l'habitat (p.ex. les macrophytes qui ne se trouvent pas dans des eaux profondes).

Cet indicateur doit être appliqué en tant qu'indicateur de la condition de l'état par le biais d'une liste des espèces typiques des communautés de l'habitat.

Paramètre/métrique

La sélection du paramètre pertinent et le développement de la métrique dépendent largement de l'habitat choisi. Il est à signaler que la variabilité naturelle de la composition des espèces dans l'espace et le temps doit être considérée quand il s'agit de développer l'indicateur davantage.

Pour cet indicateur de condition d'état, une simple liste d'espèces par habitat constitue un paramètre approprié. Les inventaires d'espèces peuvent varier au niveau local, même si l'habitat est similaire. La liste (et le caractère peut-être) des espèces typiques doit donc être définie par type d'habitat en ce qui concerne une aire géographique particulière (biorégion) et doit être mise à jour tous les six ans.

Les espèces ayant une espérance de vie longue et celles ayant une valeur fonctionnelle et structurelle élevée pour la communauté doivent être, de préférence, comprises. Mais la liste des espèces typiques peut également

contenir de petites espèces et des espèces ayant une espérance de vie courte si de telles espèces caractéristiques s'implantent dans l'habitat dans des conditions naturelles.

Exigences en matière de surveillance

Les espèces typiques ont été déjà sélectionnées par, p.ex. plusieurs Parties contractantes pour les types d'habitat énumérés afin de remplir les conditions d'évaluation dans le cadre de la Directive Habitats. De plus, l'aire côtière jusqu'à 1 mille marin offshore est déjà couverte par ces Parties contractantes dans le cadre de la Directive - Cadre sur l'Eau. Ainsi, l'indicateur est disponible pour des habitats benthiques considérables au sein de ces aires et est déjà couvert par la surveillance et l'évaluation par le biais d'une métrique appropriée. Déjà en 2009, la Réunion des Experts du PNUE/PAM MED POL sur les Éléments de qualité biologique (UNEP/DEPI/MED WG. 342/3) a recommandé l'application de la métrique développée et testée dans le cadre de la Directive-cadre sur l'eau pour être utilisée par toutes les Parties contractantes. Ailleurs, dans d'autres types d'habitats larges et extensifs, dans certaines régions, il y aurait besoin d'un travail de développement.

Ces méthodes et efforts requis dépendent énormément du type d'habitat (et les espèces sélectionnées) à traiter. Les larges espèces épibenthiques attachées aux substrats solides sont surveillées de préférence par des méthodes optiques non destructives, comme la vidéo sous-marine. Les communautés endobenthiques sont échantillonnées par des bennes ou des carottiers standardisés qui sont communément utilisés dans les programmes de surveillance marine.

Étendue spatiale

Cet indicateur est applicable à toutes les régions. Les listes des espèces typiques doivent être développées sur une échelle sous-régionale (ou au niveau de la biorégion au sein de chaque sous-région) pour chaque biotope.

Évaluation – considérations spécifiques

Ligne de base et niveau de référence

Pour déterminer la ligne de base, l'utilisation de l'état actuel peut être inappropriée si les habitats sont en fait soumis à des pressions humaines élevées et que les sites de référence ne sont pas disponibles. L'utilisation de l'état passé peut être le moyen plus approprié, vu que la définition d'un état de référence des habitats de la Méditerranée peut s'avérer problématique.

Déterminer les objectifs / les limites du BEE

L'objectif général consiste à aboutir à un ratio espèces typiques et/ou caractéristiques similaires aux conditions de la ligne de base, telles que déterminées ci-dessus, de toutes les communautés considérées. Dans le cadre de ce processus, une déviation « acceptable » des conditions de la ligne de base devrait être définie.

Cela peut être appliqué en déterminant une certaine valeur de pourcentage pour déterminer le BEE. Cette valeur seuil doit être spécifique à l'habitat et adaptée au niveau régional au vu de la variabilité naturelle de la composition des espèces par type d'habitat et par biorégion; la liste a également besoin d'être adaptée à la méthodologie (et à l'effort) d'échantillonnage à utiliser (p.ex. vidéo, échantillonnage aléatoire). Ainsi, l'importance des descriptions exactes des méthodologies utilisées pour garantir la comparabilité et la reproductibilité doit être soulignée. De même, pour la vérification de la comparabilité, il est nécessaire d'identifier au préalable les régions biogéographiques ayant des compositions d'espèces communes dans les mêmes habitats.

Rapport coût-efficacité

La liste des ressources requises comprend :

- Des vaisseaux de recherche, appropriés pour le travail du sous-littoral au bathyal, en fonction de la sous-région;
- Des équipements appropriés (prise d'échantillons par carottes ou bennes, ou par dragage, systèmes de caméra sous-marins, etc.) pour la collecte d'échantillons de la zone intertidale à la zone bathyale;

- Infrastructure de laboratoire pour analyser les échantillons (p.ex. microscopes, échelles).

Un personnel qualifié, particulièrement des taxonomistes expérimentés, est requis pour le travail de terrain et le travail de laboratoire afin de garantir la qualité dans la précision de l'échantillonnage, la cohérence des données avec le temps, l'analyse de données significatives et l'interprétation de résultats.

Travail complémentaire

Les étapes suivantes sont essentielles pour la mise en œuvre :

- Identification des listes des espèces existantes des Parties contractantes et en vérifier la cohérence dans les régions biogéographiques et assurer le surveillance des recommandations du GT 342/3 PNUE/DAPI/MED sur l'application des paramètres développés et testés en vertu de la Directive-cadre sur l'eau pour usage par toutes les Parties contractantes ;
- Identification des espèces typiques et caractéristiques pour le reste des régions biogéographiques/des habitats et réévaluation des listes des espèces chaque six ans ;
- Définition des lignes de base des habitations et des régions biogéographiques ;
- Formulation d'une description claire des efforts et des méthodologies d'échantillonnage requis

4.2.3 Considérations spéciales pour l'élaboration des Indices biotiques benthiques

Vu que les macrophytes marines benthiques (herbiers marins et macroalgues) sont essentiellement des organismes sessiles, ils répondent en effet directement à l'environnement aquatique abiotique et biotique, et représentent, ainsi, des indicateurs sensibles de changement. Les herbiers marins sont les composantes-clés des écosystèmes marins côtiers et de nombreux programmes de surveillance de par le monde évaluent la santé des herbiers marins qu'ils considèrent comme des indicateurs de l'état environnemental.

Les herbiers marins et les invertébrés benthiques à fonds mous sont traditionnellement utilisés dans la Méditerranée pour l'évaluation de la qualité de l'environnement et plusieurs indices ont déjà été largement appliqués par les Pays contractants méditerranéens, États membres de l'UE, et comparés dans le cadre du Groupe d'interétalonnage géographique méditerranéen de la Directive-Cadre de l'UE sur l'Eau (**MED GIG**) alors que deux indices ont été également basés sur les macroalgues et comparés dans le cadre du groupe MED GIG. Déjà en 2009, la Réunion des Experts du PNUE/PAM MED POL sur les Éléments de qualité biologique (UNEP/DEPI/MED WG. 342/3) a recommandé l'application des indices benthiques développés et testés dans le cadre de la Directive-Cadre sur l'Eau destinés à être utilisés par toutes les Parties contractantes. À cette fin, le cours de formation spécifique au projet PERSEUS 2015 visant les pays du sud de la Méditerranée peut être utilisé.

Les indices basés sur les herbiers marins utilisent des espèces sensibles sélectionnées et la métrique relative aux attributs structurels, fonctionnels et physiologiques du système. Pour les indices basés sur les macroalgues, les échantillons d'espèces et de communautés sont classés par catégorie de vulnérabilité à la perturbation.

La plupart des indices invertébrés benthiques sont des indices de taxa d'indicateurs (ou espèces) et des indices biotiques qui sont basés sur la théorie du groupe écologique, constituant jusqu'à cinq groupes écologiques selon leur vulnérabilité au gradient de stress croissant. Ces indices sont basés sur le modèle de Pearson & Rosenberg (1978) qui prévoit une succession d'espèces tout au long d'un gradient de matière organique.

D'autres indices combinent les indices biotiques avec les indices de diversité à une variable, comme l'index de diversité Shannon–Wiener. Au sein du MEDGIG, la majorité des experts du sous-groupe méditerranéen de benthos (GIG, 2013) ont montré que les mesures de la diversité ne montraient pas les modèles monotones de réponses au gradient de la pression, particulièrement à l'extrémité inférieure de la zone, alors que les indices de taxa d'indicateurs (biotiques) reflétaient mieux le gradient de l'indicateur de la pression anthropique. D'une manière générale, l'utilisation des mesures de diversité pour l'évaluation de l'état de la qualité environnementale (**NQE**) a fait l'objet de critiques en raison de leur dépendance de plusieurs autres facteurs en fonction du type de l'habitat, de la taille de l'échantillon, des variations saisonnières et de la domination naturelle des espèces caractéristiques.

L'évaluation de la condition de l'habitat par les indices biotiques est un outil de base et d'intégration dans l'écologie du benthos. Les méthodologies de surveillance sont bien développées et largement utilisées dans le cadre de la surveillance nationale, mais ont encore besoin d'être adaptées aux exigences de la Surveillance et de l'évaluation intégrées EcAp. Elles se concentrent sur les habitats côtiers et mettent l'accent sur l'eutrophisation, les micropolluants et le dragage/déversement en tant que pressions-clés. Ces méthodologies, associées à l'évaluation de l'abondance des espèces, apportent une évaluation quantitative et ciblée de la condition de l'habitat, en fonction des pressions relatives à une évaluation qualitative à travers la composition typique des espèces, alors que l'élaboration d'une telle liste d'espèces typiques est requise, comme il a été mentionné, pour établir la base des indices biotiques benthiques pour les macroalgues et les macro-zoobenthos. Le Tableau 1 montre une description claire des indices biotiques benthiques méditerranéens en place (du MED GIG en majorité).

Paramètre/métrique

Plusieurs indices biotiques benthiques spécifiques ont été déjà développés et sont devenus opérationnels, particulièrement pour répondre aux exigences du MED GIG (voir description dans le Tableau 2, point 5.2.2. et les Références respectives). Ils sont tous bien définis d'une manière méthodologique alors que la manière de combiner ces paramètres dans une classification vulnérabilité/tolérance ou en fonction des attributs structurels, fonctionnels et physiologiques est plus hétérogène en fonction de la question traitée (type de pression), des types d'habitat ou de la sous-région. Une simple liste d'espèces et la classification respective de la vulnérabilité/tolérance des espèces échantillonnées par habitat constituent une base appropriée pour surveiller les paramètres des macroalgues et des invertébrés benthiques. Il est nécessaire de prendre en compte que les communautés d'espèces peuvent varier au niveau local, même si l'habitat est similaire. L'attention est accordée au fait que les listes d'espèces dépendent des degrés variés d'expertise des taxonomistes au sein des équipes de contrôle, selon le type utilisé de l'index biotique. En outre, des résultats différents peuvent être causés par une expertise taxonomique inégale au sein des groupes, pouvant masquer les différences réelles dans l'état environnemental, particulièrement pour les indices des invertébrés benthiques. La mise en place de la métrique pertinente doit être également spécifique à l'habitat et pourrait être développée (davantage) par chaque Partie contractante en ce qui concerne ses valeurs de référence (sous-) régionales.

Valeurs de référence

Exigences en matière de surveillance

La planification spatiale et temporelle de la surveillance (aire d'évaluation, sites d'échantillonnage, fréquences d'échantillonnage) dépend de la métrique des Indices biotiques, des types d'habitats, de l'exposition aux pressions et des valeurs de référence (sous-) régionales. Cette question devrait faire l'objet de davantage de discussions par les groupes d'experts. De même, les contraintes du budget de surveillance jouent souvent un rôle à cet égard.

Les méthodes ISO (ISO, 2014 pour la macrofaune à fonds mous et ISO, 2007 pour les communautés à substrat solide) peuvent être considérées comme des documents consultatifs pour la surveillance du benthos.

Étendue spatiale

Les Indices biotiques benthiques sont, dans un cadre conceptuel, applicables à toutes les sous-régions et à tous les types d'habitats et sont éventuellement plus sensibles aux changements en raison des pressions anthropiques que l'indicateur "de la composition des espèces typiques". Il est nécessaire de mener davantage de discussions au sein des groupes d'experts et de consultations d'experts pour aller de l'avant dans la sélection des habitats pertinents d'un point de vue écologique, pour les évaluations des Indices biotiques benthiques. La disponibilité des données (souvent limitées) pourrait restreindre le nombre d'habitats qui peuvent être évalués, avec une confiance statistique suffisante à présent.

4.2.4 Considérations spéciales pour l'évaluation des indices biotiques

Déterminer la ligne de base et les limites du BEE

Pour déterminer la ligne de base, l'état de référence, avec des impacts négligeables, est recommandé.

Aux fins du MED GIG, les limites entre les classes pour l'évaluation de l'état de chaque index sont déterminées avec une description originale des méthodes (voir Références dans le Tableau 1). Il est à noter que la variabilité naturelle de la composition des espèces dans l'espace et le temps doit être considérée quand il s'agit de développer davantage les indicateurs biotiques benthiques. Cela comprendrait un test d'interétalonnage pour l'éventail des valeurs à une échelle (sous-) régionale, afin de valider un Ratio de qualité écologique (**EQR**) standardisé ou un seuil équivalent de discrimination BEE/pas de BEE, y compris les valeurs de référence (sous-) régionales.

Ressources nécessaires

Une estimation grossière des ressources nécessaires se présente comme suit :

- Vaisseaux de recherche appropriés pour travailler du sous-littoral au bathyal, en fonction de la sous-région
- Echantillonnage par plongée au niveau de l'infralittoral
- Équipement approprié (échantillonnage par carottes/bennes, dragage, etc.) pour la collecte d'échantillons
- Infrastructure de laboratoire pour l'analyse des échantillons
- Personnel qualifié pour le traitement, l'analyse et l'interprétation des données
- De bonnes compétences en taxonomie sont essentielles pour une évaluation appropriée de cet indicateur.
- indicator

Travail spécifique supplémentaire nécessaire pour l'élaboration des indices biotiques benthiques Tableau 1 du point 4.2.4. en tant que base pour les travaux futurs en place

FAUNE BENTHIQUE INVERTEBREE				
INDICE	REFERENCE	APPLICATION	DESCRIPTION	
POMI (<i>Posidonia oceanica</i> Indice)	Romero et al., 2007.			
BIPO (Indice Biotique <i>Posidonia oceanica</i>)	Lopez y Royo et al., 2010		.	
CYMOSEX	Orfanidis et al., 2010		1 espèce sensible choisie, <i>Cymodocea nodosa</i> , utilisant l'asymétrie des fréquences relatives de la longueur des feuilles transformées en log (SkLnRfLL). Système de classement avec 5 classes de qualité.	Grèce
CYMOX	Oliva et al, 2012		1 espèce sensible choisie, <i>Cymodocea nodosa</i> , intégrant un ensemble métrique relatif aux attributs structurels, fonctionnels et physiologiques du système. Système de classement avec 5 classes de qualité.	
MACROALGUES				
INDICE	REFERENCE	APPLICATION	DESCRIPTION	Pays adoptant l'indice pour la Directive-Cadre sur l'Eau
EI (Indice d'Évaluation Ecologique)	Orfanidis et al., 2001, 2003		Espèces échantillonnées et classées en deux classes vulnérables à la perturbation.	
EI-c	Orfanidis et al.,		Espèces échantillonnées	Chypre,

(Indice d'Evaluation Ecologique continu)	2011		et classées en cinq classes vulnérables à la perturbation	Grèce, Slovénie, Bulgarie
CARLIT	Ballesteros et al., 2007		Communautés classées en neuf classes vulnérables à la perturbation.	Croatie, France, Italie, Espagne

Les étapes suivantes sont nécessaires au développement méthodologique:

1. Identifier la surveillance nationale en place des paramètres pertinents et des projets de développement d'indices biotiques benthiques. En garantir la cohérence et l'optimisation au sein des régions biogéographiques.
2. Sélectionner un ensemble essentiel d'indices pour être utilisé dans les Indices Biotiques Benthiques pour les zoobenthos, les angiospermes et les macroalgues - par un groupe d'experts - sur la base du jugement d'expert et de la littérature et des données disponibles.
3. Description claire des efforts et des méthodologies d'échantillonnage requises.

Ultérieurement, la mise en œuvre finale devra inclure:

4. Identifier les lignes de base des régions biogéographiques et des habitats respectif

Tableau 2 du point 4.2.4. Description succincte des indices biotiques benthiques Med existant (principalement DCE)

ANGIOSPERMES				
INDICE	REFERENCE	APPLICATION	DESCRIPTION	Pays adoptant l'indice pour la Directive-Cadre sur l'Eau
POMI (<i>Indice multivarié Posidonia oceanica</i>)	Romero et al., 2007.		1 espèce sensible choisie, <i>Posidonia oceanica</i> , combinant une série de métriques liés aux attributs structurels, fonctionnels et physiologiques du système, utilisant l'Analyse en composante principale (ACP) Système de classement avec 5 classes de qualité.	Croatie, Espagne (Catalogne, Iles Baléares, Murcia, Andalousie)
PREI (<i>Posidonia</i> Indice rapide facile)	Gobert et al., 2009		1 espèce sensible choisie, <i>Posidonia oceanica</i> , utilisant le Ratio de la biomasse épiphytique et de la biomasse foliaire (ratio E/L) Système de classement avec 5 classes de qualité	France, Italie, Chypre, Malte

BIPO (Indice biotique <i>Posidonia oceanica</i>)	Lopez y Royo et al., 2010		1 espèce sensible choisie, <i>Posidonia oceanica</i> , intégrant une série de métriques liés aux attributs structurels, fonctionnels et physiologiques du système pour l'évaluation de l'état écologique. Système de classement avec 5 classes de qualité	
CYMOSEX	Orfanidis et al., 2010		1 espèce sensible choisie, <i>Cymodocea nodosa</i> , utilisant l'asymétrie des fréquences relatives de la longueur des feuilles transformées en log (SkLnRfLL). Système de classement avec 5 classes de qualité.	Grèce
CYMOX	Oliva et al, 2012		1 espèce sensible choisie, <i>Cymodocea nodosa</i> , intégrant un ensemble métrique relatif aux attributs structurels, fonctionnels et physiologiques du système. Système de classement avec 5 classes de qualité..	
MACROALGUES				
INDICE	REFERENCE	APPLICATION	DESCRIPTION	Pays adoptant l'indice pour la Directive-Cadre sur l'Eau
EI (Indice d'Evaluation Ecologique)	Orfanidis et al., 2001, 2003		Espèces échantillonnées et classées en deux classes vulnérables à la perturbation.	
EI-c (Indice d'Evaluation Ecologique continu)	Orfanidis et al., 2011		Espèces échantillonnées et classées en cinq classes vulnérables à la perturbation	Chypre, Grèce, Slovaquie, Bulgarie
CARLIT	Ballesteros et al., 2007		Communautés classées en neuf classes vulnérables à la perturbation.	Croatie, France, Italie, Espagne

4.2.5. Considérations spéciales en relation à l'élaboration des changements dans les types fonctionnels du plancton

Les paires ayant une forme de vie peuvent donner une idée des changements au niveau: du transfert d'énergie des producteurs primaires aux producteurs secondaires (changements dans le phytoplancton et le zooplancton); de l'itinéraire du flux d'énergie et des grands prédateurs (changements dans le zooplancton gélatineux et les larves de poisson); accouplement benthique/pélagique (changement dans le holoplancton (entièrement planctonique) et méroplancton (seule une partie du cycle de vie est planctonique, le reste est benthique) Gowen et al. 2011, Tett et al., 2008). Les données concernant les paires peuvent être exprimées en abondance ou en biomasse, en fonction de ce qui est le plus pertinent pour le groupe en question et disponible à partir des programmes de surveillance. Il est proposé que cette approche soit adoptée sur une base optionnelle pour les Parties contractantes méditerranéennes, afin d'examiner l'applicabilité de la méthodologie pour les Parties ayant des séries temporelles en place. Un séminaire régional visant à enquêter sur l'applicabilité de la méthodologie dans la Méditerranée serait approprié.

Le Tableau 1 du point 4.2.5. Ci-dessous montre les formes de vie de plancton proposées. Les paires choisies dépendront des types d'habitat. Ainsi, l'adaptation régionale devient nécessaire. Avec l'augmentation de la base du savoir, les nouvelles paires peuvent se développer comme indicateurs, y compris pour d'autres pressions.

Tableau 1 du point 4.2.5. Formes de vie de plancton proposées

	Formes de vie		Formes de vie		Formes de vie	
	Diatomes	Dinoflagellés	Grands copépodes	Petits copépodes	Holoplancton	Méropiancton
Logique:	Changement dans la composition de la communauté d'algues vers des groupes moins utiles sur le plan trophique et potentiellement plus nuisibles		Changement de taille pour les producteurs secondaires / les brouteurs primaires pourraient être affectés par la chaîne alimentaire		Accouplement benthique-pélagique	
Pression(s):	Ruissellement de nutriments (ponctuel ou non-ponctuel), changements hydrologiques, aquaculture, écoulement d'eau tiède		Pêche		Pêche (y compris la pression sur le benthos en raison du chalutage), nutriments	

Exigences en matière de surveillance

	Littoral	Plateau	Offshore
Fréquence suggérée pour la collecte de données*	Recommandée chaque deux semaines ou chaque mois au moins	Chaque mois	Chaque mois
Méthode de surveillance	In situ	In situ	In situ
Fréquence de l'évaluation et de la mise à jour de l'indicateur	Mise à jour annuelle	Mise à jour annuelle	Mise à jour annuelle
Quantité minimale des sites de surveillance	Dépend de la quantité d'habitats. L'Enregistreur continu de plancton (CPR) peut être considéré pour un programme régional pour la surveillance du plancton à l'avenir.	Dépend de la quantité d'habitats. L'Enregistreur continu de lancton (CPR) peut être considéré pour un programme régional pour la surveillance du plancton à l'avenir.	Dépend de la quantité d'habitats. L'Enregistreur continu de plancton (CPR) peut être considéré pour un programme régional pour la surveillance du plancton à l'avenir.

*Il existe un besoin complémentaire pour la série temporelle à long terme et pour la surveillance à haute fréquence, particulièrement dans les habitats largement affectés par les pressions anthropiques.

4.2.6. Considérations spéciales par rapport à l'évaluation des changements dans les types fonctionnels de plancton

Déterminer la ligne de base et le niveau de référence

Une approche éventuelle de la ligne de base consiste "en une ligne de base déterminée dans le passé (non en tant que condition parfaite de référence, mais en tant qu'un point de départ pour le changement)" et l'objectif peut être évalué comme étant "un changement déviant de la ligne de base". Il s'agit d'une approche qui peut être considérée sur le plan régional. Le choix est relatif au fait que les données ne peuvent pas toujours être disponibles dans toutes les régions; la longueur des séries temporelles peut varier et les premières données disponibles peuvent remonter à une période qui n'était pas nécessairement dans un BEE. L'absence d'une tendance significative au niveau d'un indicateur ou l'absence d'une corrélation significative entre la tendance de l'indicateur et la tendance au niveau des pressions humaines peuvent être utilisées pour attester que l'objectif du BEE (pour ce critère et pour la communauté de plancton en général) a été réalisé. Toutefois, cela présuppose que le point de départ de la série temporelle représentait les conditions de la ligne de base (de référence), et donc le BEE. Peut-être s'agit-il d'un cas différent. Quand les données sont disponibles, il est nécessaire de les utiliser pour déterminer l'état actuel du plancton sur ces sites. Mais des données sur 2 à 3 ans devront être collectées à partir de nouveaux sites de surveillance pour caractériser l'état du plancton. Toutefois, si les données

déjà disponibles peuvent être utilisées pour caractériser le BEE des communautés de planctons (utiliser la théorie écologique, modélisation, absence d'opinion d'expert et de pression humaine évidente), il serait possible d'utiliser de telles données comme des conditions de ligne de base pour les nouveaux sites de surveillance et pour les sites déjà en place où le statut du plancton ne remplit par le BEE.

Déterminer les cibles / les limites du BEE

Une cible recommandée serait: "La communauté de plancton non affectée d'une manière remarquable par les facteurs anthropiques." Cet objectif permet un changement climatique non gérable, mais déclenche une action de gestion s'il est lié à la pression anthropique et peut être utilisé avec tous les ensembles de données dans toutes les Parties contractantes.

Étendue spatiale

Cet indicateur est important au niveau régional. Il doit être également évalué au niveau de l'habitat. La profondeur requise de l'échantillonnage variera entre les programmes de surveillance et dépendra de l'habitat.

4.2.7. Travail complémentaire nécessaire par rapport à l'évaluation des changements des types fonctionnels de plancton

- Un séminaire régional pour examiner l'applicabilité de la méthodologie dans la Méditerranée serait approprié.
- Les états de la ligne de base et de référence (non en tant que conditions parfaites, mais en tant que point de départ pour le changement) doivent être développés au niveau régional, mais cela dépend de la longueur de la série temporelle.
- La résolution taxonomique doit être inter-comparée et inter-étalonnée.
- Idéalement, pour évaluer correctement cet indicateur sur le plan régional, il doit être évalué et surveillé par le biais de la même méthodologie à travers la région. Toutefois, dans l'attente que le financement soit disponible à cet effet, l'indicateur peut toujours enrichir une évaluation du BEE des régions grâce à une collecte appropriée de données.
- Certains groupes sont sous-échantillonnés avec beaucoup de données manquantes: microphytes, pico, nano, bactéries et micro-zooplancton, y compris les ciliés.
- De nouvelles paires peuvent être développées comme indicateurs à d'autres pressions, habitats et milieu pélagique (bactérie, virus) alors que la base de connaissances augmente.

4.3. Élaborer l'aire de distribution des espèces (indicateur 3 : aire de distribution des espèces)

4.3.1. Introduction

Dans les sciences biologiques, l'aire de distribution d'une espèce est la zone géographique où cette espèce peut se trouver (étendue maximale). Elle est souvent représentée par l'intermédiaire d'une carte des aires de distribution des espèces (dans cette aire-là, la dispersion est la variation de la densité locale). La distribution des espèces est la manière avec laquelle un taxon bénéficie d'une disposition spatiale dans une zone géographique.

Ainsi, l'objectif de cet indicateur consiste à connaître l'aire de distribution des espèces des oiseaux de mer, des cétacés, des phoques et des tortues de mer présentes dans les eaux méditerranéennes, particulièrement les espèces sélectionnées par les Parties.

4.3.2. Cadre et stratégie de surveillance

L'aire de distribution des espèces est sans aucun doute l'indicateur le plus facile à obtenir, tout simplement à travers la référence géographique des observations des espèces.

Toutefois, le degré du savoir de l'occurrence, de la distribution, de l'abondance et de l'état de conservation des espèces marines méditerranéennes est inégal/irrégulier: en général, les pays méditerranéens ont des listes d'espèces, mais leur site n'est pas complet, avec un écart significatif au niveau d'autres informations pertinentes. Certains programmes des plus importants dans cette direction-là présentent quand même des écarts significatifs (p.ex. les bases de données globales portant sur la région méditerranéenne ne reflètent pas le savoir actuel réel (Fig. 1 du point 5.3.2)).

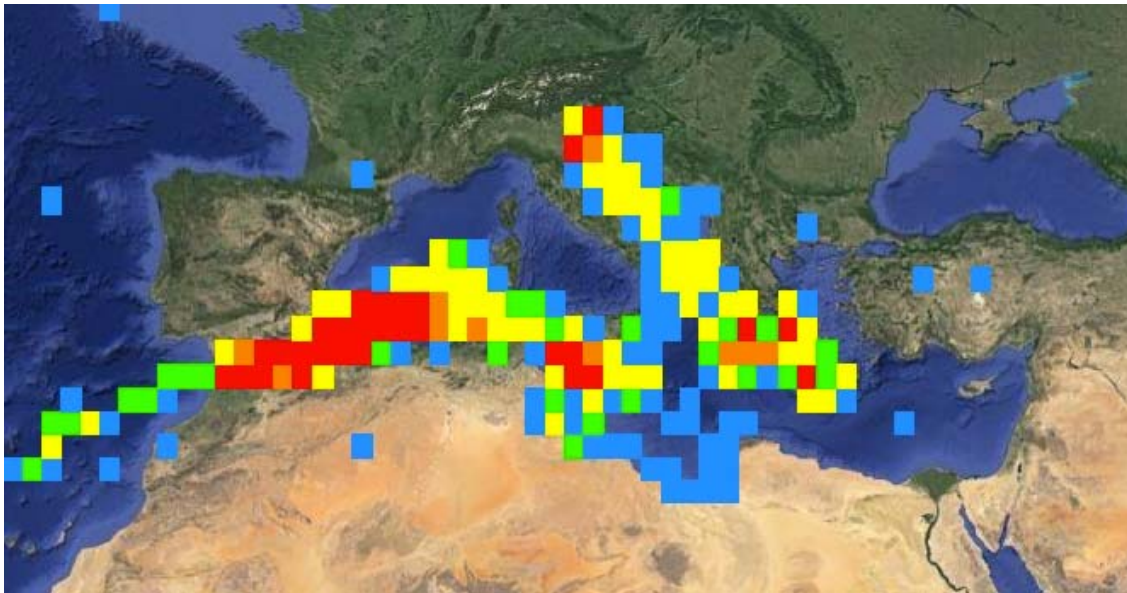


Figure 1 du point 5.3.2. : Image de OBIS-SEAMAP: État des tortues de mer dans le monde (State of the World's Sea Turtle (SWOT)). Il existe de grands écarts alors que de telles informations sont présentement disponibles dans la Méditerranée.

Il est donc nécessaire d'établir des critères d'information minima pour refléter la distribution connue des espèces. Il y a beaucoup de données manquantes, y compris celles documentant plusieurs sites de nidification connus et celles de la surveillance par satellite de la Méditerranée orientale, centrale et occidentale (plus de 195 routes ont été publiées et nombre d'entre elles ne l'ont pas encore été Luschi & Casale 2014, Italian Journal of Zoology 81(4): 478-495). L'aire de répartition des 3 espèces de tortues marines présentes en Méditerranée couvre tout le bassin. Il y a de nombreuses lacunes et pourtant il s'agit des seules informations sur la Méditerranée actuellement disponibles sous la forme de données en ligne et de cartographies.

Aire de distribution générale des espèces:

Pour une aire de distribution, il est nécessaire de connaître la localisation des espèces à partir des informations issues de l'échantillonnage et de se référer à la grille normalisée 30x30 km utilisée par l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture/CGPM ou la grille 50x50km utilisée par le European Bird Census Council¹¹.

Vu l'étendue de la Méditerranée, il n'est pas possible d'obtenir les informations adéquates portant sur l'ensemble de la surface. Il est donc nécessaire de choisir des méthodes d'échantillonnage qui permettent d'apporter des connaissances appropriées concernant l'aire de distribution de chaque espèce. Cela implique beaucoup d'efforts pour des aires qui ne sont pas entièrement recensées. Les efforts de surveillance doivent être à long terme et couvrir toutes les saisons afin que les informations obtenues soient plus complètes:

Navires dédiés ou relevés aériens:

¹¹ www.fao.org

Transects linéaires menés par des observateurs qualifiés, selon un protocole rigoureux pour les navires et les avions dédiés. Deux types d'échantillons sont proposés: dans les eaux côtières et dans les eaux pélagiques éloignées. Les transects côtiers couvriront toujours la même zone du littoral en "zigzag" alors que la situation pour les eaux pélagiques sera variable, bien qu'ils soient, en général, droits et perpendiculaires au littoral. Cependant, les deux types de transects doivent être corrigés pour l'observation des animaux en surface, selon les espèces. Par exemple, les tortues marines (surtout les juveniles) sont bien plus petites et passent bien moins de temps en surface que les oiseaux marins ou les mammifères. De plus, il est beaucoup plus vraisemblable d'observer ces animaux en eau peu profonde (<10m de profondeur) qu'en eau profonde. Tous ces aspects doivent être incorporés dans les techniques de sondage et de l'extrapolation/analyse ultérieure. L'avantage des drones est qu'ils peuvent voler au ras de l'eau et dans des endroits inaccessibles aux avions. Ils sont en outre plus économiques et plus sûrs, et nécessitent moins d'efforts. Les drones sont utilisés de plus en plus pour la surveillance des populations de tortues marines, les protocoles spécifiques sont en cours d'élaboration ainsi que la modélisation statistique de la taille des populations sur la base du nombre d'individus à la surface pendant les relevés aériens.

Quand des cétacés, des phoques, des oiseaux de mer ou des tortues de mer sont localisés, le relevé est interrompu pour confirmer les espèces et la position des données, le nombre d'individus et la structure sociale si possible.

Les relevés aériens doivent être exécutés à de altitudes précises (NdT : à partir de 600 pieds ranging from 600 to– pas de suite) Les vols ont lieu à 1000 pieds (env. 330 m) d'altitude et à une vitesse de 100 nœuds, alors que la navigation a lieu à 10-12 nœuds couvrant tout l'arc de l'horizon à une distance d'environ 4 milles nautiques (SEC ¹²protocole¹³). Les relevés aériens présentent des difficultés pour localiser et identifier des oiseaux de mer plus petits (Océanite, Sterne Voyageuse, Sterne Hansel, Sterne Caugek) ou puffins et sont efficaces pour les tortues marines en eau peu profonde où elles peuvent être observées sous l'eau et à la surface (les drones peuvent peut-être aussi s'avérer très utiles dans ces cas). Les relevés aériens pour les tortues marines doivent être effectués pendant la saison de nidification (mi-juillet en Méditerranée) afin de localiser les traces sur des plages de nidification encore inconnues.

AVANTAGES	Durée de vie moyenne (d'un jour à une décennie) Aire de distribution moyenne (d'un kilomètre à des milliers de kilomètres)
INCONVÉNIENTS	Très cher Besoin de compétences élevées

Données ePrises accidentelles.:

À partir de l'observation des baleines, les observations des activités de pêche (journaux de bord), les relevés dans des plateformes non dédiées (ferry-boats, navires marchands ou amateurs/yachts), captures accessoires (principalement les tortues de mer et les puffins en longues files, ainsi que les petits cétacés dans les filets de pêche).

De nombreux projets de recherche couvrent la collecte de données sur les prises accidentelles de tortues marines et de cétacés ; les chercheurs sont à bord des bateaux pour documenter les informations dans tout le Bassin Méditerranéen. Ces études fournissent des informations sur la mortalité par capture accidentelle ainsi que sur le nombre d'animaux vivants qui sont capturés et relâchés. Elles donnent aussi la possibilité de collecter des informations sur les paramètres morphométriques (taille, sexe, etc.), sur les dynamiques des populations (y compris les ratios d'abondance et la répartition sexuelle), ainsi que sur les mouvements (par capture-marquage-recapture

¹² Société espagnole des cétacés

¹³ SEC (1999). Recopilación, Análisis, Valoración y Elaboración de Protocolos sobre las Labores de Observación, Asistencia a Varamientos y Recuperación de Mamíferos y Tortugas Marinas de las Aguas Españolas. Ministerio de Medio Ambiente.

des individus). Le coût de ces études est faible et leur efficacité élevée en ce qui concerne la collecte d'informations sur les animaux en eaux profondes. Le suivi des indicateurs/BEE/cibles de l'OE1 tortues marines (à savoir l'aire de répartition – l'alimentation – l'hivernage – la reproductions – la migration – les sites de nidification) pourrait être encore plus facile grâce à la surveillance mise en œuvre par la CGPM pour l'OE3 (collecte de poissons et crustacés exploités à des fins commerciales), en documentant la capture accidentelle d'animaux morts ou vivants et en recueillant les données morphométriques et démographiques des tortues marines.

AVANTAGES	Durée de vie moyenne (d'un jour à une décennie) Aire de distribution moyenne (d'un kilomètre à des milliers de kilomètres) Moins cher
INCONVÉNIENTS	Qualité et crédibilité des observations Restrictions dans l'espace et dans le temps tempsbut obtains comprehensive information in open seas

Marquage:

Surveillance satellitaire, repérage radio et identification par photo.

La méthode de capture et de marquage dépend des objectifs et des espèces. Pour l'aire de distribution, le surveillance satellitaire apporte les meilleurs résultats.

AVANTAGES	Durée de vie longue (d'une heure à une décennie) Aire de distribution large (de quelques mètres à des milliers de kilomètres) Fournir d'autres données
INCONVÉNIENTS	Très cher Besoin de technologie avancée et de compétences élevées Exige un grand effort Tailles petites des échantillons

Collecte de données acoustiques:

Dispositifs actifs (p.ex. écho-sondeurs), batteries d'hydrophones remorquées et instruments autonomes du fond océanique. Transects linéaires remorquant un hydrophone derrière un navire à l'extrémité d'un long câble. Les hydrophones sont utilisés dans les emplacements éloignés et les dispositifs d'enregistrement acoustique (p.ex. POD "détecteur de marsouins") dans les zones côtières.

Cette méthode est recommandée pour les cétacés. La sonde sous-marine traverse de longues distances, les appels des baleines étant souvent détectés à des dizaines, voire des centaines de kilomètres. Les relevés acoustiques des habitats des cétacés représentent donc une méthode utile pour identifier les espèces présentes, ainsi que localiser et suivre leurs populations.

Surveillance par satellite ou par émetteur radio et (capture-marquage-recapture & identification par photo) :

Les animaux de nombreuses populations sont dotés de marqueurs individuels (étiquette métallique ou plastique) ou font l'objet de programmes continus d'identification par photo. Ces informations permettent d'observer la dispersion des animaux au sein d'une population, surtout dans le cas d'animaux marqués, blessés et retrouvés dans des lieux éloignés (pour les tortues marines, la télémétrie satellitaire a permis de confirmer l'aire de répartition à partir des marqueurs retrouvés pour une population de tortues marines). Parfois, ceci constitue le seul moyen d'obtenir les informations nécessaires pour déterminer l'aire de répartition, l'abondance et la démographie des populations d'une espèce. Le marquage de populations importantes est utile, mais l'efficacité des programmes de marquage doit être vérifiée régulièrement (afin d'éviter de marquer continuellement des

animaux/populations sans obtenir d'informations utiles). La méthode utilisée dépend des objectifs et des espèces. La recapture pourrait avoir pour résultat de revoir des animaux déjà marqués.

L'identification par photo est utilisée de plus en plus souvent pour l'identification naturelle et non-invasive des cétacés et des tortues marines ; donc, il serait possible de construire une base de données photographiques pour les baleines, les dauphins et les tortues marines ou de renforcer les bases de données existantes, permettant à toute personne présente en Méditerranée de télécharger des photos ainsi que les coordonnées de l'observation. Ceci pourrait impliquer les citoyens, les touristes présents dans les destinations côtières, les plaisanciers, les bateaux, les pêcheurs, etc. Une telle approche pourrait permettre de remédier au manque d'informations en Méditerranée sur la présence/absence d'espèces.

<p>AVANTAGES:</p>	<p>Longévité (d'une heure à plusieurs décennies)</p> <p>Aire de répartition vaste (de mètres à quelques milliers de kilomètres)</p> <p>Apport d'autres données</p> <p>Économique (étiquettes artificielles plastiques/métalliques ou photo)</p> <p>Large échantillons, et classes sexe/âge pour ID photo</p>
<p>INCONVÉNIENTS</p>	<p>Petits échantillons, formation de base requise (pose d'étiquettes, identification par photo)</p> <p>Peu d'enregistrements d'observations répétées de la même étiquette ; plus d'efforts nécessaires pour les bases de données photo, même si les systèmes automatiques facilitent les choses.</p> <p>Marquage essentiellement limité aux tortues marines femelles sur les plages de nidification mais peut être étendu aux spécimens mâles par la surveillance des prises accidentelles et par les relevés hydrographiques ; inclut un meilleur échantillonnage des populations d'oiseaux.</p>

Télémetrie :

Surveillance par satellite, surveillance par GPS/GSM, par radio et par la technologie RFID.

La méthode de capture des animaux et de pose d'émetteurs/puces RFID dépend des objectifs et de l'espèce. La surveillance par émetteurs radio est efficace pour l'obtention des informations sur les mouvements des animaux dans un site donné mais ne fonctionnent pas pour des déplacements plus lointains. La surveillance par satellite fournit des données sur les mouvements des individus dans une population, y compris sur l'aire de reproduction avant et pendant la reproduction et la nidification, la fréquence de ponte des individus (le nombre de nids construits par des individus spécifiques), la période inter-nidification (temps écoulé entre chaque nidification), date de départ des aires de reproduction, la distance et le temps de la migration, l'identification de sites de fourrage et d'hivernage, la fidélité au site d'hivernage/fourrage et/ou la fréquentation de sites multiples, intervalles de retour de migration pour reproduction (1-2 ans pour les mâles et 1-3+ ans pour les femelles, selon le site de fourrage et la santé de l'individu), temps de présence sur les sites de reproduction, recherche de sites de nidification alternatifs (probable à l'avenir à cause du changement climatique). Cependant, ceci nécessite de surveiller un grand nombre d'individus (>50) afin d'obtenir

des informations sur l'utilisation de l'aire de répartition mais la technique est onéreuse. Il n'est pas non plus possible de marquer de plus petits animaux, au vu de leur poids.

AVANTAGES	<p>Longévité (d'une heure à plusieurs décennies)</p> <p>Aire vaste (de mètres à quelques milliers de kilomètres)</p> <p>Apport d'autres données</p>
INCONVÉNIENTS	<p>Onéreuse (télémétrie radio et satellitaire)– Effort humain, effort de surveillance, coûts des émetteurs, etc...</p> <p>Expérience requise pour la pose des dispositifs et connaissance de la technologie.</p> <p>Exige plus d'efforts</p> <p>Petites populations d'échantillons</p>

AVANTAGES	<p>Durée de vie très longue (d'une heure à un siècle)</p> <p>Aire de distribution très large (de mètres et des dizaines de milliers de kilomètres)</p>
INCONVÉNIENTS	<p>Cher</p> <p>Besoin de technologie avancée et de compétences élevées</p> <p>Analyse de données requise</p>

Aires à usage spécifique:

Les aires à usage spécifique sont définies comme étant des aires de grande importance pour une certaine période du cycle de vie et sont facilement identifiables. Nous pouvons distinguer alors:

Aires de reproduction :

- Des colonies et des aires où les espèces cibles se reproduisent (caves, plages, marais littoraux et falaise, etc.)
- b) Aires d'hivernage: aires où les espèces cibles hivernent.
- c) Aires d'alimentation: aires où les espèces cibles s'alimentent.

Developmental areas (where juveniles may forage/overwinter in different locations to adults, as occurs in sea turtles).

Lorsque ces lieux sont trouvés, les animaux peuvent être comptés à partir de sites d'observation ou par les bateaux, les avions ou les drones.

Mais la détection visuelle n'est pas toujours possible, par exemple, les puffins nidifient dans des terriers ou des crevasses and donc ne peuvent être observés directement. Le recensement des mâles puffins à la saison de reproduction est assez précis (parce qu'il évite toute méprise et confusion sur les terriers occupés par d'autres espèces) et est beaucoup plus rapide.

En comparaison, la taille des populations de tortues marines reproductrices peut être déduite des traces et des nids construits par les femelles sur les plages de nidification. Les relevés aériens, les drones et les relevés topographiques peuvent être utilisés pour localiser des plages de reproduction des tortues marines inconnues jusqu'alors, pendant la période où la reproduction est la plus intense (mi-juillet en Méditerranée).

Cependant, le suivi des traces ne couvre que les femelles des populations de tortues marines, et ni les mâles adultes ni les juvéniles, qui devraient également faire l'objet de surveillance car le nombre de mâles et/ou de poussins ont un impact fort sur la démographie des populations des tortues marines. . les plages de nidification des tortues de mer, les grottes de reproduction des phoques et des aires d'hivernage et d'alimentation peuvent être localisées en vérifiant les informations bibliographiques disponibles, les études des différents groupes (pêcheurs, ONG, guides, articles), la probabilité des modèles d'occurrence (qui indiquent les aires où l'occurrence d'une espèce est probable, sur la base de modèles statistiques reliant les variables de l'habitat à la présence/l'absence d'une espèce) et le savoir des experts régionaux.

La surveillance à long terme de ces aires apporte des informations concernant l'évolution temporelle.

Les données portant sur l'aire de distribution ont besoin d'une SIG. Il sera nécessaire d'utiliser une grille normalisée 10x10 km pour comparer toutes les informations et couvrir, ainsi, toute l'aire de distribution.

4.3.3. Évaluer l'aire de distribution des espèces

En gardant à l'esprit l'objectif opérationnel de cet indicateur commun, l'évaluation doit se focaliser afin de déterminer si la distribution des espèces est maintenue ou non, avec les méthodes éventuelles d'évaluation suivantes à utiliser :

- En ce qui concerne l'éventail d'aires de reproduction, par comparaison annuelle, avec un accent sur les colonies nouvelles ou en voie de disparition (par tendance dans la grille), notant les méthodes de référence telles que l'Atlas électronique marin développé par le projet FAME et les Protocoles de la Société espagnole de cétacés ;
- En ce qui concerne l'éventail d'aires d'hivernage, par comparaison annuelle, (par tendance dans la grille), notant les méthodes de référence telles que l'Atlas développé par BirdLife International et les Protocoles de la Société espagnole de cétacés ;
- En ce qui concerne l'éventail d'aires d'alimentation (par tendance dans la grille), notant les méthodes de référence disponibles, telles que celles de BirdLife International et les Protocoles de la Société espagnole de cétacés.

4.4. Élaborer l'abondance de la population (Indicateur commun 4 : abondance de la population d'espèces sélectionnées)

4.4.1. Introduction

Les mesures de la diversité biologique apparaissent souvent comme des indicateurs du fonctionnement de l'écosystème. Dans le cadre de la définition de la diversité biologique, plusieurs composantes déterminent l'écosystème: la richesse et la variété, la distribution et l'abondance. L'abondance est l'un des groupes de paramètres définissant la démographie des populations, l'un des plus importants pour le conditionnement de la croissance ou du déclin d'une population, les faits saillants comprennent :

Taille de la population:

Le paramètre démographique le plus important est le nombre d'individus au sein d'une population. La taille de la population est définie comme étant le nombre d'individus présents dans une zone de distribution géographique désignée d'une manière subjective.

La taille de la population se définit par le nombre d'individus présents dans la population sélectionnée sur la base de paramètres biologiques. Alors qu'il est aisé de définir l'aire géographique des certaines espèces/populations, cela n'est pas possible pour les espèces vagiles. Pour les espèces/populations dont la répartition est très disséminée, il peut être nécessaire d'évaluer la taille de la population sur la

base de catégories d'âge différentes, telles que dans le cas des tortues marines : les adultes sur les sites de reproduction, d'alimentation et d'hivernage ; les juvéniles sur site de développement ou d'alimentation ; et le nombre d'œufs (fertilisés et donnant naissance) sur les plages de nidification.

Densité de la population:

La taille de la population en relation avec la surface de l'espace qu'elle occupe représente une description complémentaire de la taille d'une population. La densité est en général exprimée comme étant le nombre d'individus par aire unitaire.

4.4.2. Cadre et stratégie de surveillance

Les études portant sur la dynamique et l'abondance de la population sont basées sur la connaissance de la taille et de la variation de la population dans le temps. Si la taille de la population est petite, tous les individus peuvent parfois être comptés directement. Mais la plupart des études requièrent une estimation de la taille de la population par échantillonnage.

L'objectif de cet indicateur consiste à déterminer l'état de la population des espèces choisies par le moyen de surveillance à moyen et long termes pour obtenir les tendances des populations des espèces. Cela requiert, en effet, un relevé de tout aspect biologique:

Relevé des aires de reproduction (cas de roquerie et de mise bas):

Une fois les aires sont localisées, il sera possible de les compter (individus, paires, nids, sites de mise bas, etc.) durant la période la plus appropriée. La méthode utilisée dépendra des espèces et de leurs caractéristiques. Compter le nombre de pistes ou d'itinéraires rampants est recommandé pour les tortues de mer. Les pièges photographiques dans les grottes sont recommandés pour les phoques.

Relevé des aires d'hivernage: afin d'en connaître l'état durant l'hiver, il est nécessaire d'utiliser une méthode normalisée d'échantillonnage (comme la méthode Wetland International en place depuis 1967 pour les oiseaux aquatiques), l'adaptant ainsi aux différents groupes de faune, bien qu'elle soit typiquement appliquée aux oiseaux et aux baleines. Dans le cas des tortues marines, les sites d'hivernage des adultes (mais pas des juvéniles) pourraient être identifiés sur la base des données de surveillance existantes et nouvelles, ce qui permettrait de concentrer les efforts sur ces sites. Cependant, les tortues qui hivernent montent plus rarement à la surface que lors des périodes de reproduction ou d'alimentation, et nécessiteraient donc une surveillance sous-marine. De plus, pour les tortues marines, les sites d'hivernage des juvéniles ne se situent pas forcément au même endroit que ceux des adultes ; donc, une surveillance dédiée aux sites utilisés par ces juvéniles s'impose.

Relevés des aires de quête de nourriture: une fois localisés, les individus dans les aires d'alimentation sont comptés à des périodes différentes tout au long de l'année. La localisation de l'aire d'alimentation peut s'effectuer pour la plupart des espèces par l'analyse des données du surveillance satellitaire et l'étude de la distribution des espèces - proies (FAO¹⁴). Pour le recensement direct des tortues marines sur leurs sites d'alimentation, il faudrait envisager le développement de techniques sous-marines, vu le peu de remontées à la surface. Ceci s'avère particulièrement important pour les sites d'alimentation majeurs non-côtiers, tels que dans l'Adriatique, le Golfe de Gabès, etc. De plus, les sites d'alimentation des tortues marines juvéniles ne se situent pas forcément au même endroit que ceux des adultes ; donc, une surveillance dédiée aux sites utilisés par ces juvéniles s'impose.

Relevé coordonné à partir de la terre: des observateurs volontaires et des ornithologues (travaillant le même jour et durant le même créneau horaire), à des points d'observation différents selon des protocoles normalisés. Les informations collectées concernent les espèces, la phénologie, la distribution, l'abondance relative et le comportement migratoire. Cette méthode s'applique aux cétacés

¹⁴ www.fao.org

et aux oiseaux de mer. Depuis les années 70, cette méthodologie est en place dans plusieurs pays, suivant les mêmes protocoles, à travers un réseau d'ornithologues et d'observateurs de mammifères marins (RAM¹⁵ en Espagne et au Portugal).

Surveillance de la migration : outre le relevé à partir de la terre et afin de prendre compte de la migration, il est important de choisir les meilleurs points des passages migratoires en Méditerranée et d'appliquer une méthodologie standardisée comme c'était le cas dans le Déroit de Gibraltar par le programme MIGRES¹⁶. Il s'agit d'un moyen utile pour les cétacés et les oiseaux de mer. De plus, il est possible d'utiliser un radar et des caméras à distance pour une surveillance automatisée.

Relevés de navires et relevés aériens (à partir de navires, d'avions, d'hélicoptères ou de drones): relevé visuel (observations) par une méthode de transect stratifiée. Les transects doivent être menés à des temps différents de l'année pour couvrir tous les aspects de phénologie. Ces techniques peuvent être appliquées aux tortues marines ; cependant, vu leur petite taille (particulièrement dans le cas des juvéniles) et la faible fréquence des remontées à la surface, une analyse statistique serait nécessaire aux fins de collecter des données de manière objective. Ces techniques sont plus adaptées aux eaux peu profondes où les tortues marines aiment se réunir et ainsi les détecter également sous l'eau.

Navires dédiés ou relevés aériens: transects linéaires menés par des observateurs qualifiés, selon un protocole rigoureux pour les navires et les avions dédiés. Deux types d'échantillons sont proposés: dans les eaux côtières et dans les eaux pélagiques éloignées. Les transects côtiers couvriront toujours la même zone du littoral en "zigzag" (mais les transects liant les grottes au littoral plus court seront choisis pour les relevés par bateaux des phoques moines) alors que la situation pour les eaux pélagiques sera variable, bien qu'ils soient, en général, droits et perpendiculaires au littoral.

Quand les cétacés, les oiseaux de mer ou les tortues de mer sont localisés, le relevé est interrompu pour confirmer les espèces et collecter les données concernant la position, le nombre d'individus et la structure sociale si possible.

Pour les phoques, les grottes - refuges connues sont vérifiées dans les zones facilement accessibles par des équipes synchronisées ou par un seul canot à moteur s'approchant, pour autant de grottes actives que possible dans un laps de temps court, ce qui exclut le décompte du même phoque deux fois dans des grottes séparées. Un tel décompte est le plus utile durant les pics de la saison de reproduction (Septembre-Octobre), quand la plupart des femelles et des mâles montant la garde passent un temps considérable dans les grottes.

Les vols ont lieu à 1000 pieds (env. 330 m) d'altitude et à une vitesse de 100 nœuds, alors que la navigation a lieu à 10-12 nœuds couvrant tout l'arc de l'horizon à une distance d'environ 4 milles nautiques (SEC¹⁷ protocol¹⁸). Les relevés aériens présentent des difficultés pour localiser et identifier des oiseaux de mer plus petits (Océanite, Sterne Voyageuse, Sterne Hansel, Sterne Caugek) et observer les puffins.

La surveillance à partir d'un navire, d'un avion ou d'un drone semble être la méthodologie la plus effective pour obtenir la taille et la densité de la population des cétacés et des oiseaux de mer.

Les relevés aériens immédiatement après la pleine lune/ la nouvelle lune pour localiser les traces sont recommandés pour localiser les plages de reproduction des tortues de mer.

Relevés de plateformes d'occasion (POP): les observateurs formés sont placés à bord de navires ou d'avions. Utilisés pour les eaux pélagiques éloignées.

Collecte de données acoustiques: transects linéaires remorquant un hydrophone derrière un navire à l'extrémité d'un long câble. Les hydrophones sont utilisés dans les emplacements éloignés et les dispositifs d'enregistrement acoustique (p.ex. POD "détecteur de marsouins") dans les zones côtières.

¹⁵ <http://redavesmarinas.blogspot.com.es/p/blog-page.html>

¹⁶ www.fundacionmigres.org

¹⁷ Société espagnole des cétacés

¹⁸ SEC (1999). Recopilación, Análisis, Valoración y Elaboración de Protocolos sobre las Labores de Observación, Asistencia a Varamientos y Recuperación de Mamíferos y Tortugas Marinas de las Aguas Españolas. Ministerio de Medio Ambiente.

Cette méthode est recommandée pour les cétacés. La sonde sous-marine traverse de longues distances, les appels des baleines étant souvent détectés à des dizaines, voire des centaines de kilomètres. Les relevés acoustiques des habitats des cétacés représentent donc une méthode utile pour identifier les espèces présentes, ainsi que localiser et suivre leurs populations.

Données opportunistes (observations): à partir de l'observation des baleines, les observations des activités de pêche (journaux de bord), les relevés dans des plateformes non dédiées (ferry-boats ou navires marchands), captures accessoires, principalement les tortues de mer et les puffins en longues files, ainsi que les petits cétacés dans les filets de pêche (prise par unité d'effort, CPUE¹⁹).

Surveillance des espèces échouées et coincées: créer un réseau pour le relevé d'espèces échouées et coincées afin d'obtenir des informations importantes (quant à la mortalité et à la contamination des tissus), avec l'aide des volontaires, en général. Il s'agit d'un bon indicateur pour les oiseaux de mer après les tempêtes. Toutefois, il n'est pas crédible pour les cétacés, les phoques et les tortues de mer.

Marquage (capture-rEcApture): parfois, il s'agit du seul moyen d'obtenir les informations nécessaires pour connaître le statut des espèces. Dans ce sens-là, nous pouvons lancer une campagne de marquage de certaines populations. La méthode dépend des objectifs et des espèces. La rEcApture peut signifier la réobservation de l'animal marqué.

Phoque: surveillance satellitaire, cicatrices, plaques sur le corps, identification par photo, marques

Oiseaux de mer: surveillance satellitaire, anneaux, bandes

Cétacés: surveillance satellitaire, encoches, cicatrices, identification par photo

Tortues de mer: surveillance satellitaire, encoches, cicatrices, épibiontes, marques

4.4.3. Résumé et Évaluation

Toutes les méthodes proposées sont complémentaires pour obtenir les informations appropriées concernant la gestion et la conservation des espèces dans la Méditerranée. Toutefois, il est nécessaire de développer chaque objectif pour chaque espèce ou chaque groupe d'espèces.

<i>Nom</i>	<i>Avantage / Importance</i>	<i>Inconvénient</i>
------------	------------------------------	---------------------

¹⁹ www.fao.org

Nom	Avantage / Importance	Inconvénient
Relevés des activités de roquerie et de mise bas	Bonnes et très importantes informations Indice plus accessible pour certaines espèces (tortues marines) et fournissant des données clé.	L'accès est parfois très difficile (p. ex. pour les phoques) ou tous les sites ne sont pas connus (tortues marines) ou toutes les parties de la population ne sont pas incluses (tortues marines mâles et juvéniles sur les sites de reproduction)
Relevés des zones d'hivernage	Bonnes informations Indice essentiel pour la collecte d'informations sur toute la population pour certaines espèces, par classe d'âge (tortues marines)	Besoin d'une bonne coordination Difficile Tous les sites ne sont pas connus pour de nombreuses espèces ; p.ex. pour les tortues marines, la surveillance a permis d'identifier la plupart des sites, dont beaucoup sur le plateau continental, rendant les études difficiles.
Relevés des zones d'alimentation	Importantes informations pour le contrôle de l'impact de la pêche	Difficile Tortues marines : identique aux sites d'hivernage
Habitat de développement Recensement	Informations importantes pour le contrôle de l'impact des pêcheries.	Difficile Tortues marines : identique aux sites d'hivernage
Habitat de développement Recensement	Informations importantes Participation de bénévoles Facile à appliquer pour certains groupes d'animaux Oiseaux de mer et cétacés	Informations partielles Bénévoles et coordination des données Adapté certaines formes de surveillance de tortues marines dans des sites côtiers restreints, adossés aux falaises où les animaux se réunissent.

Nom	Avantage / Importance	Inconvénient
Suivi de Migration	Bonnes Informations utiles pour : Oiseaux marins et cétacés Possible pour les tortues marines, mais au moyen de télémétrie satellitaire pour obtenir des informations fiables	Information Partielle Formation en télémétrie requise
Surveillance par bateaux et relevés aériens, y compris avec drones	Bonnes données Informations utiles Durée de vie moyenne Aire de répartition moyenne Plateforme non-dédiée à la surveillance La technologie des drones moins chère et facilement répliquable, en remplacement des relevés aériens avion/hélicoptère.	Besoin de navires et d'avions Très onéreuse Personnel hautement qualifié et formé Les conditions en mer compliquent l'observation pour les espèces qui ne remontent pas à la surface souvent comme les tortues marines
Suivi de spécimens échoués	Participation de volontaires Informations utiles Dédié aux oiseaux marins après les tempêtes Les réseaux pour tortues marines existent dans certains pays	Informations partielles Volontaires et coordination de données Nécessite des réseaux de surveillance et des bases de données centralisées
Marquage et identification des photos: capture-marquage- rEcApture	Informations très précises Durée de vie moyenne Aire de répartition large Population importante Identification par photo de cétacés et de tortues marines peu onéreuse et impliquant le public	Besoins en Formation Nécessite une technologie de base Faible coût Informations partielles– les marqueurs peuvent tomber rapidement et empêcher la collecte de données à long terme

Les programmes de surveillance doivent être capables d'apporter les données nécessaires pour évaluer si les objectifs environnementaux ont été réalisés.

La stratégie utilisée pour choisir les sites est, en partie, une question statistique/technique, mais, est principalement liée à l'objectif de la surveillance, une décision à prendre quand une stratégie de surveillance est définie. La stratégie pour la sélection du site a des conséquences fondamentales sur l'analyse de la surveillance, car elle choisit la méthode d'étude. Les programmes de surveillance ne

sont pas compatibles ou comparables s'ils utilisent les mêmes méthodes d'enquête, mais des stratégies différentes pour la sélection de sites (p.ex. sélection déterministe ou aléatoire de transects).

Les principes de la stratégie pour la sélection de sites sont décrits dans plusieurs manuels sur les statistiques et la surveillance. Sur le plan plus fondamental, l'on peut soit choisir les sites individuellement, car ils présentent certaines caractéristiques d'intérêt, soit opter pour une stratégie représentative, utilisant un moyen aléatoire pour le choix du site répondant à certains critères.

La capacité d'un programme de surveillance à montrer une différence ou une tendance significative d'une manière statistique est désignée comme étant la puissance statistique. Cette dernière est affectée par la magnitude de la tendance, la variation entre les répliques et le nombre de répliques.

4.4.4. Évaluer l'abondance de la population d'espèces sélectionnées

En gardant à l'esprit l'objectif opérationnel de cet indicateur commun, l'évaluation doit se focaliser afin de déterminer si la taille de la population des espèces sélectionnée est maintenue ou non. La méthode d'évaluation proposée est fondée sur la surveillance des tendances, évaluant le changement dans les données suivantes :

- Concernant le recensement de roqueries et les mises bas, le nombre de femelles (phoques, nombre de petits dans la grotte) (pour les tortues, le nombre de nids ou femelles ou reproducteurs adultes) (cette méthode ne prend pas en compte le nombre de mâles dans la population)
 - Concernant le recensement de la population dans les aires d'hivernage, le nombre d'individus ;
 - Concernant le recensement de la population dans les aires d'alimentation, nombre d'individus ;
 - Concernant le nombre de migrations, nombre d'individus.
- Il est difficile d'effectuer le deuxième et troisième point pour les tortues marines qui ne remontent pas fréquemment à la surface et restent immergées longtemps, sauf par surveillance sous-marine ou par capture accidentelle ou par le biais de techniques nouvelles. Le dernier point est également compliqué pour les tortues marines, sauf pour les individus portant des émetteurs satellitaires.

4.5. Élaborer les caractéristiques démographiques de la population (Indicateur commun 5 sur les caractéristiques démographiques de la population)

4.5.1. Introduction

La démographie est l'étude des caractéristiques des populations. Elle apporte une description mathématique de la manière avec laquelle ces caractéristiques changent avec le temps. La démographie peut comprendre tout facteur statistique qui influence la croissance ou le déclin de la population. Mais plusieurs paramètres sont particulièrement importants: la taille de la population, la densité, la structure de l'âge, la fécondité (taux de natalité), mortalité (taux de mortalité) et la répartition mâles/femelles.

La démographie est utilisée dans l'écologie (particulièrement l'écologie de la population et l'écologie évolutionnaire) comme une base aux études de la population:

- Aider à identifier l'étape/les étapes du cycle de vie qui affecte(nt) la croissance de la population.
- Application à la conservation/l'exploitation (p.ex. gestion des activités de la pêche).
- Évaluer la colonisation et les capacités compétitives potentielles.
- Base pour comprendre l'évolution des traits d'histoire de vie
- Indicateur de l'aptitude par rapport à l'environnement avoisinant

4.5.2. Cadre et stratégie de surveillance

Les caractéristiques démographiques décrivent la population. Dans ce sens-là, la méthodologie utilisée doit être celle utilisée pour compter la population alors que seules les données spécifiques sont prises

pour chacun des paramètres sélectionnés (catégories d'âge, sexe, nombre de veaux, de poussins ou d'œufs).

L'analyse démographique et l'étude de l'histoire de vie ont besoin de l'accumulation extensive de données, souvent à long terme, à partir soit de la collecte de carcasses ou des histoires de photos d'identification. En général, ces études peuvent être appliquées par des équipes de recherche différentes qui utilisent des processus d'analyse et d'échantillonnage différents, ce qui impose une autre difficulté à la mise en place de lignes de base quantitatives: connexion insuffisante des paramètres démographiques entre les différentes recherches.

Il est utile de clarifier certains points concernant les termes relatifs à ce qui a été susmentionné et la manière d'obtenir ces données:

L'étude portant sur l'échouement ou l'échouage génère des informations importantes concernant la démographie à travers l'échantillonnage et l'analyse des tissus (autopsies ou biopsies): causes de mortalité, contamination, âge, sexe, fitness, santé et mesure de la taille. Il s'agit d'un bon indicateur des oiseaux de mer après les tempêtes. Il est par contre moins sain pour les cétacés, les phoques et les tortues de mer, et ce en raison, d'habitude, de tailles d'échantillon plus petites quand les épizooties se déclarent.

Taille du corps:

La taille du corps chez les cétacés, les phoques et les tortues de mer

La prise de mesure de la taille de phoques, cétacés, oiseaux marins et tortues marines est possible grâce à.

Des estimations basées sur les photos .

Mesure des espèces coincées.

Mesure en cas de -recapture.

Dans le cas des tortues, prises de mesure sur les plages de nidification, ou pour toutes les catégories de taille lors de capture sous-marine ou par relevés de capture accidentelle sur des sites de reproduction/alimentation/hivernage/développement, ce qui permet également le sexage des individus.

Structure d'âge:

Les individus peuvent être classés par catégories d'âge, appelées cohortes ("jeunes" ou "sous-adultes"). Ensuite, un profil de la taille et des structures d'âge des cohortes peut être établi pour déterminer le potentiel reproductif de cette population, afin d'en estimer la croissance actuelle et future.

- Identification des catégories d'âge dans les relevés et les transects.
- Vieillessement des espèces coincées (cétacés, phoques et tortues de mer): analyse des dents chez les phoques et les cétacés, rapport de taille.
- Vieillessement des espèces échouées (oiseaux de mer): mue et plumage.

Marquage (capture and rEcApture) d'espèces: analyse de dents chez les phoques et les cétacés, rapport de taille.

Répartition mâles/femelles:

Il s'agit du ratio entre le nombre de mâles et celui de femelles au sein de la population, qui peut aider les chercheurs à prévoir la croissance ou le déclin de la population. À l'instant de la taille de la population, le ratio mâles/femelles est un simple concept ayant des implications majeures sur la dynamique de la population.

- Identification des sexes dans les relevés et les transects.

- Sexage des espèces coincées (cétacés, phoques et tortues de mer): taille, dimorphisme, analyse génétique.
- Sexage des espèces échouées (oiseaux de mer): dimorphisme, analyse génétique.
- Marquage (capture et rEcApture) du sexage de spécimens: taille, dimorphisme, analyse génétique
- Sexage de la progéniture avant envol et à différents stades de maturité

Fécondité (taux de natalité):

Elle décrit le nombre de descendants qu'un individu ou une population est capable de produire durant une période donnée. La fécondité est calculée en taux de natalité spécifique à chaque groupe d'âge, pouvant s'exprimer en nombre de naissance par unité de temps, en nombre de naissance par femelle par unité de temps ou en nombre de naissances par individu par unité de temps. Dans le cas des tortues marines, la capacité des femelles à construire leurs nids est un indicateur de leur état de santé ; et ainsi, la fréquence de remontées par rapport aux nids réussis est aussi un indicateur important.

Mortalité (taux de mortalité):

Il s'agit de la mesure des décès individuels dans une population qui sert à contrebalancer la fécondité, exprimée, en général, par le nombre d'individus décédés durant une période donnée (décès par unité de temps) ou par la proportion de la population décédée durant une période donnée (pourcentage de décès par unité de temps).Le prélèvement proposé pour l'OE10 s'applique aussi à la collecte et à l'analyse d'échantillons biologiques aux fins de déterminer le sexage et l'état de santé.

4.5.3 Résumé des travaux sur les Indicateurs Communs 5.3-5.5 relatifs aux tortues marines, mammifères marins et oiseaux marins :

- Générer ou actualiser les bases de données et la cartographie de lieux de nidification, d'alimentation et d'hivernage dans les pays des Parties Contractantes
- Identifier les bases et les sites de référence
- Identifier les capacités de surveillance et les lacunes de chaque Partie Contractante
- Élaborer un manuel d'orientation en soutien du programme de surveillance, apportant des informations détaillées, des outils, et des conseils quant à la conception de l'étude, la méthodologie et les techniques de surveillance les plus économiquement viables et applicables à chacune des espèces de tortues marines sélectionnées, afin de garantir par la suite la standardisation de la surveillance, des ensembles de données comparables, des estimations fiables et des informations sur les tendances. Le document existant n'entre pas dans les détails des données sur les tortues marines ou sur les techniques de surveillance.
- Identifier les techniques de suivi et d'évaluation des impacts du changement climatique
- Élaborer des synergies de surveillance en collaboration avec la CGPM pour l'OE3 (Prise de poissons et de crustacés à des fins commerciales) pour la collecte de données par capture accidentelle de tortues marines
- Rechercher les synergies possibles avec d'autres OE pertinents et qui incluent une présence sur le terrain le long des côtes pour assurer la surveillance des plages de nidification nouvelles ou inconnues, des animaux échoués, afin d'obtenir des informations provenant d'autres sources.

III. ORIENTATIONS MÉTHODOLOGIQUES DE LA SURVEILLANCE ET DE L'ÉVALUATION DE L'OE2: LES ESPÈCES NON INDIGÈNES ENI

1. Introduction

1.1. Définition des termes-clés

Les Espèces non indigènes (**ENI**; synonymes: étrangères, exotiques, non natives, allogènes) sont des espèces, des sous-espèces ou des taxons inférieurs introduits à l'extérieur de leur habitat naturel (passé ou présent) et à l'extérieur de leur potentiel de dispersion naturel, y compris toute partie, gamète ou propagule d'une telle espèce susceptible de survivre et de se reproduire ultérieurement. Leur présence dans une région donnée est due à une introduction intentionnelle ou non intentionnelle résultant d'activités humaines. Des transformations naturelles dans leur aire de distribution (par exemple, en raison du changement climatique ou de la dispersion par les courants océaniques) ne qualifient pas une espèce d'ENI. Toutefois, les introductions secondaires d'ENI à partir de la/des zone(s) de leur première arrivée peuvent avoir lieu sans l'implication de l'homme en raison d'une dissémination par les moyens naturels.

Les Espèces Exotiques Envahissantes (**EEE**) sont un sous-ensemble d'ENI établies, qui se sont disséminées, sont en train de se disséminer ou ont démontré leur potentiel à se disséminer ailleurs, ayant un impact sur la diversité biologique et le fonctionnement de l'écosystème (en faisant la compétition à et, à certaines occasions, en remplaçant les espèces indigènes), ainsi que sur les valeurs socio-économiques et/ou la santé de l'homme dans les régions envahies. Les espèces d'origine inconnue qui ne peuvent être considérées, ni comme espèces indigènes ni comme espèces exotiques, sont qualifiées d'espèces cryptogéniques. Elles peuvent présenter également des caractéristiques envahissantes et doivent être comprises dans les évaluations d'EEE.

1.2 Espèces envahissantes en Méditerranée

Les espèces marines envahissantes sont considérées comme l'une des principales causes de la perte de la biodiversité dans la Méditerranée (Galil, 2007; Coll et al., 2010), modifiant éventuellement tous les aspects des écosystèmes marins et d'autres écosystèmes aquatiques. Elles représentent un problème croissant en raison du taux sans précédent de leur introduction (Zenetos et al., 2010) et des impacts nocifs et inattendus qu'elles ont sur l'environnement, l'économie et la santé de l'homme (Galil, 2008). Il s'agit d'un phénomène général qui s'étend vers toutes les régions de la Méditerranée (Galil, 2007, Galil et al., 2009; Zenetos et al., 2010). Pour cette raison-là, les espèces envahissantes sont considérées comme des 'espèces focales' et doivent être contrôlées dans toutes les régions (Pomeroy et al., 2004). Selon les dernières études régionales, plus de 6% d'espèces marines dans la Méditerranée sont aujourd'hui considérées comme des espèces non indigènes, avec environ 1000 espèces marines exotiques ayant été identifiées (Zenetos et al., 2012), alors que leur nombre est en train d'augmenter à un taux record toutes les 2 semaines (Zenetos et al., 2012). Parmi ces espèces, 13.5% sont classées comme des espèces envahissantes dans la nature, les macrophytes (macroalgues et herbes marines) étant le groupe dominant dans la Mer Adriatique et la Méditerranée Occidentale alors que les polychètes, les crustacés, les mollusques et les poissons étant le groupe dominant dans la Méditerranée Orientale et Centrale (Galil, et al., 2009; Zenetos et al., 2010; Zenetos et al., 2012). La grande majorité des espèces non indigènes de la Méditerranée se trouve dans la Méditerranée Orientale: certaines d'entre elles sont exclusivement situées dans le sud-est du bassin alors que d'autres sont limitées au bassin occidental et d'autres encore ont colonisé toute la Méditerranée.

Il est vrai que les espèces exotiques envahissantes peuvent être responsables d'un impact écologique remarquable, particulièrement pour réduire la population de certaines espèces indigènes. Certaines

ENI, particulièrement les crustacés et les poissons, sont devenues une importante ressource halieutique. La migration lessepsienne (à travers le Canal de Suez) des ENI semble jouer un rôle important dans le secteur de la pêche, particulièrement dans le bassin levantin.

1.2.1 Itinéraires pour l'introduction d'espèces non indigènes dans la Méditerranée

Selon la dernière étude régionale (Zenetos et al., 2012), plus de la moitié (54%) des ENI marines dans la Méditerranée étaient probablement introduites par des corridors (particulièrement le canal de Suez). Le transport maritime est le deuxième itinéraire d'introduction le plus commun, surveillance par l'aquaculture et le commerce de poissons d'aquarium.

Le canal de Suez, en tant qu'itinéraire pour les ENI, est considéré comme responsable de l'introduction de 493 espèces exotiques dans la Méditerranée, environ 11% d'entre elles étant envahissantes (55 espèces). Toutefois, seulement 270 de ces espèces sont classées d'une manière définitive comme étant des immigrations lessepsiennes, 71 constituent des registres temporaires (sur la base d'un ou de deux résultats) alors que 175 sont établies d'une manière réussie. 126 d'entre elles (y compris 17 espèces envahissantes) sont limitées à la sous-région de l'est de la Méditerranée alors que les autres se répandent d'une manière progressive dans les sous-régions avoisinantes de la Méditerranée.

Le transport maritime est directement mis en cause pour l'introduction de 12 espèces uniquement, alors qu'il est estimé être le seul itinéraire d'introduction (à travers l'eau de ballast ou l'encrassement) de 300 espèces supplémentaires. Pour environ 100 espèces, le transport maritime représente un éventuel itinéraire parallèle, aux côtés du Canal de Suez ou de l'aquaculture.

Environ 20 ENI ont été introduites avec certitude à travers l'aquaculture, soit en tant qu'espèces évadées des espèces importées, essentiellement des mollusques, ou bien des espèces associées comme étant des contaminants: parasites; épibiontes; endobiontes; ou dans les matériaux d'emballage (animaux sessiles, macrophytes).

Le commerce des poissons d'aquarium, bien qu'actuellement limité à 2% des introductions, gagne du terrain en tant qu'itinéraire d'introduction. 18 espèces au total sont supposées avoir été introduites par le commerce de poissons d'aquarium, le seul cas confirmé étant celui du *Caulerpa taxifolia*. À l'exception de quatre espèces, pour lesquelles le commerce des poissons d'aquarium est suspecté d'avoir été une voie parallèle d'introduction, les 13 espèces restantes sont toutes des espèces de poissons tropicales gardées dans des aquariums d'eau de mer. L'explication la plus plausible pour leur présence semble le largage accidentel, bien que l'introduction non assistée à travers le Canal de Suez ne puisse être exclue pour les cas enregistrés dans la Mer Rouge.

La croissance des marinas dans de nombreuses zones côtières de la Méditerranée durant les dernières années peut constituer une plateforme (coques, chaînes, ancres, hélices, côtés immergés d'unités de ponton flottantes, pôles, portions immergées de structures flottantes soutenant les passerelles en bois) pour la dissémination d'ENI vu que ces sites sont intrinsèquement liés aux mouvements des vaisseaux (bateaux de pêche ou de plaisance) portant des espèces exotiques, comme l'encrassement des coques. Il est vrai que les peintures antisalissures contribuent à contrôler l'encrassement. Toutefois, les coques demeurent un moyen de transport significatif des espèces exotiques.

Les ENI introduites via des corridors (particulièrement le canal de Suez) sont, dans leur majorité, dans la sous-région de l'est de la Méditerranée. Leur proportion diminue au niveau du bassin occidental. Le modèle inverse est soutenu pour les espèces transmises par le transport maritime et celles introduites par l'aquaculture. En ce qui concerne les espèces liées au canal de Suez et au transport maritime, certaines de ces espèces de l'Indo-Pacifique peuvent en effet avoir été introduites par le transport maritime, non par les moyens naturels à travers le canal de Suez, mais les informations sur ce sujet demeurent insuffisantes. Il s'agit d'une portion considérable variant d'environ 9% dans la sous-région de l'est de Méditerranée à environ 6% dans la sous-région de l'ouest de la Méditerranée.

1.2.2 Impact du changement climatique sur la dissémination des ENI en Méditerranée

Il est probable que le changement climatique affecte la structure des communautés marines et assure davantage d'opportunités aux espèces exotiques pour disséminer et dépasser les espèces indigènes. En général, plusieurs espèces indigènes et exotiques transfèrent leurs aires de distribution vers des latitudes supérieures (CIESM, 2008). Vu que la majorité des ENI dans la Méditerranée sont des espèces thermophiles originaires des mers tropicales de l'Indo-Pacifique, le réchauffement de la température de l'eau favorise l'introduction d'espèces additionnelles de la mer Rouge dans le sud-est de la Méditerranée et promeut leur dissémination vers le Nord et vers l'Ouest. Il contribuera également à la dissémination des espèces d'origine subtropicale de l'Atlantique dans le bassin occidental, bien que, par définition, certaines introductions à travers le détroit de Gibraltar ne constituent pas des introductions d'espèces non indigènes.

2. Stratégie de surveillance

2.1. Sélection des sites de surveillance

Le surveillance des EEE doit, en général, commencé sur une échelle non localisée, comme des "points chauds" ou des "zones tremplin" pour l'introduction d'espèces exotiques. De telles zones comprennent les ports et les zones avoisinantes, les quais, les marinas, les installations d'aquaculture, les sites des effluents des centrales chauffées et des structures offshore. Des zones d'intérêt spécial, comme les zones marines protégées, les lagons, etc. peuvent être sélectionnées au cas par cas, en fonction de la proximité des "points chauds" de l'introduction d'espèces exotiques. La sélection des sites de surveillance doit ainsi être fondée sur une analyse préalable des points "d'entrée" d'introduction les plus probables et des "points chauds" qui devraient contenir un nombre élevé d'espèces exotiques. Toutefois, les zones vierges qui ne constitueraient pas probablement des points d'entrées des ENI sont sélectionnées, par exemple pour celles qui pourraient être menacées par les bateaux de plaisance durant la saison touristique. Il y aurait besoin de considérer de nouveaux sites d'échantillonnage selon les activités humaines et celles des utilisateurs de ressources à l'avenir dans la mer. Le tableau 1 donne un exemple qui montre comment les données relatives aux différents itinéraires peuvent être utilisées afin de quantifier l'intensité de l'itinéraire.

Le surveillance des "points chauds" et des "zones tremplin" pour l'introduction d'espèces exotiques implique, d'une manière typique, un effort de surveillance plus intense, l'échantillonnage ayant lieu au moins une fois l'année dans les ports et leurs zones plus élargies (par exemple, la zone plus élargie du Golfe) et une fois tous les deux ans dans des ports plus petits, des marinas et des sites d'aquaculture. Le nombre des stations de surveillance devra varier en fonction du type de l'aire des introductions (de grands ports et leur environnement proche, des baies commerciales plus petites ou des sites d'aquaculture). La surveillance devrait, de préférence, avoir lieu durant la période de l'année où la plupart des espèces devraient y être présentes.

Concernant l'étendue spatiale du surveillance, les espèces marines, particulièrement les espèces marines envahissantes, tendent à avoir une aire de distribution relativement large, en comparaison avec les espèces terrestres et d'eau douce, vu qu'il y a moins de barrières physiques dans l'environnement marin qui pourraient limiter leur dissémination. La plupart des espèces, par exemple, ont un stade pélagique durant lequel elles peuvent se laisser aller avec les courants marins sur de longues distances. La surveillance de la présence d'espèces marines non indigènes dans une partie d'un port maritime, par exemple, assurera ainsi une indication relativement bonne des espèces qui sont présentes dans l'ensemble du port et dans les eaux adjacentes. Ainsi, l'on peut obtenir une vue d'ensemble des espèces non indigènes présentes sur une large étendue spatiale, tout en suivant uniquement un nombre relativement limité de sites.

Tableau 2.1. Un exemple indicatif estimant l'intensité relative de l'itinéraire sur les sites (OSPAR 2014).

Itinéraire	Données utilisées pour déterminer l'intensité des différents itinéraires		Formule de notation de l'intensité de l'itinéraire	Échelle
Transport maritime commercial	Le nombre total de connexions uniques dans les ports dans un carré de grille	Le nombre total de voyages dans les ports dans un carré de grille.	Nombre de connexions uniques multiplié par le nombre de voyages. p.ex. si la grille reçoit du trafic à partir de 10 différents ports et reçoit, en total, 300 voyages, probabilité du score d'introduction pour cette grille = 3000. Il est toutefois nécessaire de comprendre les différences dans le volume des rejets des eaux de ballast.	0-100.
Bateaux de plaisance	Le nombre total d'éventuelles routes de croisière de plaisance dans chaque carré de grille (informations actuelles)	L'intensité estimée avec laquelle les routes de croisière sont utilisées (informations actuelles).	Le nombre de routes de croisière de plaisance multiplié par l'Intensité (quand l'intensité est élevée =3, quand l'intensité est moyenne =2, quand l'intensité est basse =1). Par exemple, s'il s'agit d'une route d'intensité élevée, de 4 routes d'intensité moyenne et de 5 routes d'intensité légère dans un carré de grille, la probabilité du score pour ce carré = $(3*1)+(2*4)+(1*5)=16$.	0-100
Aquaculture	Nombre d'importations d'animaux vivants dans cette grille (informations récentes). Le nombre d'animaux individuels importés n'est pas incorporé dans le score.		Nombre total d'importations	0-100
Dispersion naturelle – courant océanique (pour les introductions secondaires des ENI à partir de l'aire/des aires de leur première arrivée)	Pour les carrés de grille identifiés comme étant à haut risque d'introduction d'espèces non indigènes par courant océanique: proximité à la mer de la masse continentale à partir de laquelle le courant océanique jaillit.		Proximité à la masse continentale *proximité aux plateformes et balise associée aux plateformes de pétrole et de gaz * proximité aux fermes éoliennes opérationnelles	0-100
Dispersion naturelle – structures offshore (pour les introductions secondaires des ENI à partir de	Structures Offshore (pétrole, gaz et vent) à proximité.		Le nombre total de structures offshore dans la grille côtière et la grille côtière adjacente	0 -100

l'aire/des aires de leur première arrivée)			
Itinéraires combinés	Pointages de risques pour chaque itinéraire	Moyenne de scores pour chaque itinéraire	0-100

2.2. Décider ce qu'il faut surveiller

2.2.1 Création et mise à jour régulière d'une base de données nationale des espèces envahissantes

Chaque partie contractante qui ne s'est pas encore lancée dans cette tâche devra mener une/des étude(s) afin de dresser une liste initiale des ENI, particulièrement des espèces envahissantes existantes dans ses eaux marines, tout en contrôlant, de préférence, toutes les espèces cryptogéniques connues dans une région donnée. La région d'origine et un compte d'itinéraire doivent, autant que possible, être liés aux espèces identifiées comme étant une mesure de pression anthropogénique. Des études en cours doivent énumérer les ENI, les EEE et les espèces cryptogéniques, ainsi que les localités nouvellement colonisées.

Les bases de données et d'informations sur les plans national, régional et international déjà en place, particulièrement la base de données des Espèces exotiques invasives marines de la méditerranée (Marine Mediterranean Invasive Alien Species (**MAMIAS**²⁰), développée pour le Centre d'activités régionales pour les Aires spécialement protégées (CAR/ASP) et dotée d'informations jusqu'en 2012, représentent un outil important pour décider des espèces à viser dans le cadre du contrôle. La base de données des espèces envahissantes l'«Andromeda» pour la Mer Méditerranée et la mer Noire est actuellement en cours de développement dans le cadre du Projet PERSEUS²¹, pour être opérationnelle vers la fin de 2014. Le Réseau européen d'information sur les espèces exotiques (EASIN⁹), développé par le Centre commun de recherche (CCR) de la Commission européenne, facilite l'exploration des informations des espèces non indigènes en Europe (et dans l'ensemble de la Méditerranée), à partir de ressources distribuées à travers un réseau de services web interopérable, conformément à des protocoles et des critères reconnus sur le plan international.

L'évaluation du risque pour les espèces afin de déterminer l'éventuel impact et le risque d'introduction représente un outil remarquable pour développer les programmes de politique et de surveillance pour les espèces envahissantes. Dans le cadre de ce mécanisme, les évaluations de risques sont menées par des experts indépendants et sont soumises à un comité de relecture. À partir de ce processus, des espèces peuvent être assignées dans l'une des quatre catégories: élevée, modérée, faible et ayant un impact inconnu. Il serait utile de préparer une matrice de risques qui détaille l'importance relative des traits des espèces envahissantes pour les mécanismes d'introduction associés à des itinéraires-clés. L'évaluation de risques constitue la base des critères pour les exemptions du traitement des eaux de ballasts et représente, ainsi, un outil rentable sur lequel les conditions de surveillance de base se fondent pour les éventuelles introductions d'ENI à travers le transport maritime commercial.

2.2.2. Collecte d'informations socio-économiques

La collecte de données portant sur les facteurs socio-économiques liés aux itinéraires de l'introduction d'espèces envahissantes, tels le trafic du transport maritime au niveau des principaux ports, le trafic des bateaux de plaisance dans les marinas, la production d'aquaculture, les statistiques du commerce des poissons d'aquarium, etc. apporte des informations complémentaires importantes pour la surveillance des espèces envahissantes.

2.3 Méthode de collecte de données sur les ENI et les EEE

Il est recommandé d'utiliser des méthodes de surveillance traditionnellement utilisées pour des études biologiques marines, y compris, mais sans se limiter aux études de plancton, de communauté benthique et d'encrassement décrites dans les manuels et les lignes directrices pertinents. Toutefois, des approches spécifiques peuvent être requises pour s'assurer de trouver des espèces exotiques, par

²⁰ <http://www.mamias.org>

²¹ <http://www.perseus-net.eu>

⁹ <http://easin.jrc.ec.europa.eu/>

exemple, des rives rocheuses, des zones portuaires et des marinas, des zones offshore et des zones destinées à l'aquaculture. Par ailleurs, il est important d'envisager l'échantillonnage à partir des différentes profondeurs, pour le plancton par exemple, et l'utilisation de méthodes appropriées pour l'échantillonnage et le stockage d'organismes délicats, tels que les méduses.

Pour être efficaces en termes de coût, les programmes de surveillance et de surveillance en place doivent être adaptés, d'une manière appropriée:

- Sensibiliser les chercheurs quant aux problèmes causés par les espèces exotiques, les espèces exotiques devant être documentées dans les efforts de surveillance, quelles que soient les raisons pour lesquelles ces efforts ont été déployés (par exemple, les études de surveillance nécessaires, avant et après les installations offshore, comme les fermes éoliennes, des constructions de ponts plus importantes et des programmes d'échantillonnages de ports préalablement finalisés (par exemple, PORTAIL CIESM¹⁰).
- Utiliser des méthodologies différentes sur des sites d'échantillonnage à haute priorité (points chauds, zones tremplin)
- Envisager des opérations d'échantillonnage plus fréquentes pour capter toutes les étapes de vie des ENI qui peuvent n'avoir lieu que durant certaines saisons.
- Tous les groupes taxonomiques ne sont pas couverts par les efforts de surveillance. Par exemple, la surveillance de la qualité des eaux de baignade se concentre sur certains pathogènes humains. Ces études peuvent potentiellement élargir leur étendue, couvrant également les bactéries, les virus et les agents pathogènes non indigènes.
- La surveillance des zones marines protégées peut être adaptée aux évaluations bio-invasion. (Otero et al., 2013).
- Envisager les efforts de surveillance pour tous les autres Objectifs Ecologiques d'une manière appropriée.
- Considérer les publications scientifiques.

Les programmes de surveillance à l'avenir doivent toujours comprendre une documentation (par exemple des spécimens de référence, y compris les échantillons d'investigations moléculaires) des ENI/EEE et une normalisation des fréquences et des stratégies d'échantillonnage.

Il est recommandé que les Parties contractantes dressent un inventaire des programmes de surveillance biologiques et marins en place, des études et des ensembles de données qui peuvent être utilisées (adaptées) pour rapporter les résultats portant sur les EEE. Les exemples comprennent:

- Des bases de données nationales et sous-régionales qui doivent être éventuellement liées, pour contrôler la dissémination des EEE d'une manière plus facile;
- Des systèmes de collecte de données sur la pêche, applicables dans la région, particulièrement les données des études portant sur les jeunes poissons et le chalut, doivent être considérés;
- Des Études CPR (Enregistrement continu de plancton);
- Des études d'évaluation de l'impact environnemental (terminaux pétroliers offshore, ports, etc.);
- Des zones d'intérêt spécial, telles les sites de conservation de la nature, par exemple, la surveillance des Aires protégées marine (APM);

¹⁰ <http://www.ciesm.org/marine/programs/portal.htm>

- Considération des rapports des groupes de travail dédiés, comme les rapports de l'ICES (Conseil International pour l'Exploration de la Mer) et de la CIEM (Commission internationale pour l'exploration scientifique de la Mer Méditerranée).
- Collecte sous les auspices/application de la Convention internationale de l'OMI pour le Contrôle et la Gestion des eaux de Ballast

Les points d'importance, quand il s'agit d'élaborer un protocole de surveillance à la quête d'espèces non indigènes (tel qu'adapté à partir d'OSPAR, 2013a):

- Impliquer les taxonomistes, typiquement travaillant pour ou en étroite collaboration avec les musées d'histoire naturelle. Ce sont des scientifiques spécialisés dans l'identification et la description d'espèces. Identifier des espèces non indigènes peut être très difficile vu que ces espèces peuvent être originaires de n'importe où de par le monde. L'implication de "vrais" taxonomistes est donc très importante;
- Le nombre d'échantillons à prendre dans une région donnée doit être estimé sur la base de l'homogénéité des communautés d'espèces dans cette région. Cela peut se faire, par exemple, en vertu de l'obligation selon laquelle on a besoin de prendre/chercher dans de nouveaux échantillons pour trouver au moins 90% des espèces dans cette région. À cette fin, différentes méthodes analytiques statistiques sont en place, avec lesquelles la diversité des espèces dans une région donnée peut être estimée sur la base des espèces trouvées dans des échantillons pris dans le passé;
- Une évaluation devrait, de préférence, être composée de microhabitats basés sur des variations en salinité, substrat et action des vagues, etc. qui sont présents à un certain endroit et devrait confirmer qu'une évaluation des espèces non indigènes est menée dans chacun de ses habitats, avec la meilleure méthode de surveillance disponible (à partir d'une perspective d'analyse avantages-coûts). Ainsi, l'on se doit de se concentrer sur la notation des différents groupes topicaux et des stratégies de vie, l'endofaune et l'épifaune, mais également sur les espèces ayant une occurrence pélagique particulièrement.

2.3.1 Enquêtes d'évaluation rapide (RAS)

En tant que mesure complémentaire et en l'absence d'un programme de surveillance visant les EEE, des études d'évaluation rapide peuvent être effectuées, d'habitude, mais non exclusivement dans les marines, les jetées et les fermes halieutiques (par exemple, Minchin, 2007, Pedersen, 2005, Ashton et al., 2006).

Une RAS est menée par une équipe d'experts en espèces marines pour identifier les espèces indigènes et introduites, trouvées sur des sites sélectionnés. L'objectif d'une RAS consiste à effectuer une évaluation rapide des espèces introduites présentes et à utiliser ces informations pour documenter leur distribution et collecter les données environnementales.

Une équipe de scientifiques, chacun ayant une spécialité différente dans la taxonomie marine, consacre environ une heure sur le site de l'étude et identifie les espèces. Une fiche du site fait état des scientifiques, des résultats et de l'abondance des espèces sur chaque site. Les échantillons de spécimens sont, en général, repris au laboratoire, où les scientifiques passent plusieurs heures supplémentaires à confirmer les identités des espèces. Les données portant sur la qualité de l'eau, telles la salinité, la teneur en oxygène dissous et la température de l'eau, sont également prises sur chaque site. Aux fins de la cartographie en ligne, la longitude et la latitude du site sont également prises.

La RAS assure une ligne de base d'espèces dans les communautés d'encrassement et, pour celles contrôlées avec le temps, montre les changements dans les populations introduites et cryptogéniques versus les populations autochtones, ce qui permet aux scientifiques d'analyser la dissémination des espèces et de prédire les changements à l'avenir dans la population marine. De telles études

soutiennent l'administration dans la surveillance des espèces exotiques. Il serait alors possible de les éliminer si elles sont trouvées à un stade précoce, de réduire leur taux de dissémination ou de développer des techniques pour en atténuer les effets sur les intérêts commerciaux.

Des études portuaires, telles que celles menées en Australie (Hewitt et al., 1999, Hewitt and Martin, 2001), impliquent une large variété de techniques d'échantillonnage, y compris la plongée. Ces études assurent également des comptes extensifs pour le biote indigène et exotique. Toutefois, de considérables efforts sont impliqués dans de telles études. Il est relativement facile de collecter les espèces, ce qui rend l'approche de la RAS efficace en matière de temps. Bien que de nombreuses espèces collectées dans de telles études aient un impact peu remarquable, certaines formes envahissantes sont facilement identifiables (Minchin, 2007).

Une évaluation rapide peut être figolée davantage à travers le développement d'une liste cible supplémentaire des espèces envahissantes non présentes dans le pays ou dans la (sous)-région, qui peuvent faire l'objet d'autres études à l'avenir fondées sur quatre critères portant sur l'aspect envahissant connu ailleurs, leur présence avec des vecteurs connus et si ces vecteurs sont actifs. Dans le cadre d'une évaluation bureau, ces espèces peuvent être agencées selon le risque relatif d'invasion (Hayes et al, 2002).

2.3.2. Soutien scientifique public pour la surveillance des ENI

L'écart de détection génère des préjugés concernant la distribution spatiale et temporelle observée chez les espèces exotiques et contribue à sous-estimer la dimension des bio-invasions marines, avec des conséquences évidentes pour l'administration. En raison de la grande main d'œuvre nécessaire pour contrôler les zones expansives, le soutien scientifique public constitue une composante vitale pour le succès d'une surveillance appropriée de la dissémination des espèces envahissantes. En effet, les membres des communautés locales, en raison de leur large distribution géographique et en raison de leur familiarité avec leur environnement naturel, peuvent être d'un grand soutien pour suivre les espèces dans les systèmes terrestres et aquatiques (Delaney et al., 2008). De plus, l'utilisation croissante des équipements photo et vidéo à des prix abordables permet aux citoyens de fournir des données réelles et des observations vérifiables concernant le monde naturel. Les volontaires sont de plus en plus impliqués dans la recherche environnementale et leur rôle dans la surveillance des invasions biologiques s'élargit rapidement dans l'ère de l'Internet. La création et la prolifération des "bio-blitzes", les volontaires collectant des échantillons à identifier par les scientifiques, peuvent déclencher d'importantes synergies, sensibilisant ainsi le public et promouvant l'échange d'informations avec un large public, ce qui constitue un autre objectif primaire dans le domaine de la biologie de l'invasion (Delaney et al., 2008). La compilation des entrants du soutien scientifique public, validée par des experts taxonomiques, a démontré l'expansion géographique de plus de 20 espèces envahissantes en Grèce, tout en apportant les informations sur les quatre espèces "occasionnelles" considérées au préalable, connues uniquement à partir de registres uniques (Zenetos et al., 2013).

3. **Surveillance pour aborder l'Indicateur commun 6 : "les tendances en matière d'abondance, d'occurrence temporelle et de distribution spatiale des espèces non indigènes, particulièrement les espèces envahissantes non indigènes, notamment dans les zones à risque en relation avec les principaux vecteurs et itinéraires de la dissémination de telles espèces"**

Le Groupe de correspondance intégré sur le BEE (Bon état écologique) et les Cibles du processus EcAp de la Convention de Barcelone a sélectionné l'indicateur commun "Tendances en matière d'abondance, d'occurrence et de distribution spatiale d'espèces non indigènes, particulièrement envahissantes, d'espèces non indigènes, notamment dans les zones à risque en relation avec les vecteurs principaux et les itinéraires de dissémination de telles espèces" à partir de la liste intégrée des indicateurs, adoptée à la 18^e Conférence des Parties (CdP18), en tant que base à un programme de surveillance commun pour la Méditerranée portant sur les espèces non indigènes.

3.1 État du développement

L'indicateur de la tendance pour les espèces non indigènes devient opérationnel quand des données pertinentes sur les paramètres pour deux ans au moins deviennent disponibles. En l'absence de données pertinentes, il est recommandé d'utiliser les données des deux années collectées après le développement de l'indicateur.

3.2. Sélection des paramètres/du système métrique

3.2.1 Abondance des espèces non indigènes

L'abondance des espèces non indigènes jouerait un rôle limité dans le calcul de l'indicateur de tendances pour les espèces non indigènes. La surveillance de l'abondance est relativement chère. Les efforts, également d'une perspective d'analyse coûts-avantages, peuvent être davantage concentrés sur l'inscription de toutes les espèces locales non indigènes, visant davantage les objectifs des ENI pour l'indicateur de tendances :

- idéalement, pas de nouvelles espèces non indigènes sont introduites et
- idéalement, le nombre et la composition des espèces non indigènes demeurent à un niveau où les espèces non indigènes uniquement qui se sont déjà implantées sur un site sont présentes, soit un niveau de référence qui montre que le nombre d'espèces non indigènes est resté le même en l'espace de trois années successives, c'est-à-dire les espèces non indigènes rencontrées dans le système semblent s'être implantées à "long terme".

L'évaluation de l'abondance peut être utile pour les espèces ayant dépassé le critère du seuil de dissémination préalablement défini, comme par exemple, pour une espèce qui a été observé dans 3 différents sites sur plus de 50 km du littoral pour deux ans et plus. Le critère du seuil dépendra, entre autres, du cycle de vie du groupe taxonomique.

3.2.2 Occurrence temporelle et distribution spatiale d'espèces non indigènes

Les mesures de gestion des espèces marines non indigènes devraient se concentrer sur la prévention de nouvelles introductions par des moyens variés. Cette approche est la plus efficace en termes de coût et, dans la plupart des cas, constitue le seul moyen de gérer les espèces non indigènes. Afin d'évaluer cette mesure de gestion, il est nécessaire de contrôler les tendances dans l'occurrence temporelle et la distribution spatiale des espèces récemment introduites. Pour contrôler l'indicateur de tendances des espèces non indigènes, deux paramètres [A] et [B] doivent être calculés sur une base annuelle. Le Paramètre [A] apporte une indication sur les introductions de "nouvelles" espèces (en comparaison avec l'année précédente) alors que le paramètre [B] donne une indication sur l'augmentation et la diminution du nombre total d'espèces non indigènes:

[A]: Le nombre d'espèces non indigènes à T_n (par exemple, T_{2013}) qui n'était pas présent à T_{n-1} (par exemple $T_{2013-1}=T_{2012}$). Pour calculer ce paramètre, les listes des espèces non indigènes pour les deux années sont comparées pour vérifier quelles espèces ont été enregistrées en 2013, mais n'ont pas été enregistrées en 2012, indépendamment du fait si cette espèce était présente ou non en 2010 et au préalable. Pour calculer ce paramètre, le nombre total d'espèces non indigènes est utilisé dans la comparaison (bien que les noms des espèces doivent être également énumérés).

[B]: Le nombre des espèces non indigènes à T_n moins le nombre des espèces non indigènes à T_{n-1} . Ainsi, T_n est pour l'année de rapport.

Les tendances en [A] et [B] doivent être contrôlées pour développer le meilleur plan de gestion pour les espèces non indigènes dans une région. Une tendance positive ou négative en [B] illustre respectivement une hausse et une baisse dans le nombre total des espèces non indigènes dans une région donnée, ce qui constitue un bon indicateur de tendances pour les espèces non indigènes. Il est également nécessaire de calculer [A]. Toutefois, il est possible d'avoir une tendance négative en [B], montrant une baisse du nombre total des espèces non indigènes, et une tendance positive en [A], en même temps, montrant que la gestion dans la région n'est pas encore suffisante. Une tendance positive

en [A] ([A]>0) montre que de “nouvelles” espèces sont introduites dans la région et qu'il est donc nécessaire de mener des enquêtes sur la manière et les itinéraires utilisés pour l'introduction des espèces. S'il s'agit d'un itinéraire introduit par des activités anthropogéniques, il est possible de concentrer la gestion sur cet itinéraire en question. Si les nouvelles espèces non indigènes arrivent grâce à leurs capacités naturelles de distribution, il est possible de retrouver le site d'origine et de concentrer la gestion sur ce site en particulier.

Ces paramètres doivent être calculés pour au moins 2 sites de “points chauds” par “itinéraire éventuel d'importation”, par exemple “le transport maritime commercial”, “les marinas” et le “transport d'aquaculture”. Les critères sur la base desquels ces sites sont choisis peuvent être les suivants:

- Des recherches dans le passé ont montré qu'ils constituaient des points chauds pour les espèces non indigènes qui peuvent être transportées par le vecteur de transport concerné;
- Les communautés d'espèces dans les deux sites ne s'influencent pas directement;
- Des zones vulnérables avec des perspectives d'invasion par de nouvelles introductions.

Le nombre d'espèces non indigènes à chacun des sites sélectionnés doit être contrôlé suivant un protocole spécifique à ce site en question, garantissant ainsi que le nombre d'espèces non indigènes sur un site donné peut être comparé au fil des années pour produire des tendances. Le protocole de surveillance développé pour chaque site devrait viser à refléter l'occurrence de nombreuses espèces non indigènes sur ce site même. Les protocoles de surveillance peuvent varier d'un site à l'autre. L'utilisation de différents protocoles de surveillance sur des sites différents ne devrait pas constituer un problème tant que tous les protocoles visent à compter les espèces non indigènes présentes sur le site.

3.3. Évaluation de l'indicateur commun 6

Ligne de base et niveau de référence

L'objectif de l'indicateur de tendances pour les espèces non indigènes est basé sur la tendance : une situation cible acceptable pour l'indicateur est déterminée en considérant les constatations suivantes:

- Idéalement, il n'y a pas de nouvelles espèces non indigènes qui ont été introduites,
- Idéalement, le nombre d'espèces non indigènes réduit à un niveau où les espèces non indigènes qui se sont déjà implantées sur un site sont présentes, c'est-à-dire le nombre des espèces non indigènes a diminué à un niveau où seules les espèces non indigènes implantées sont présentes. Il est ainsi supposé que l'éradication d'espèces non indigènes implantées dans l'environnement marin est virtuellement impossible.

Par conséquent, le niveau de référence [A] à $T_n = [A] à T_{n-1} = [A] à T_{n-2} = 0$ et [B] à $T_n = [B] à T_{n-1} = [B] à T_{n-2}$ devrait montrer qu'il n'y a pas de nouvelles espèces non indigènes introduites durant les trois dernières années et que le nombre des espèces non indigènes a baissé à un niveau où seules les espèces non indigènes implantées (pour trois ans au moins) sont présentes. Il ne fait aucun doute que l'objectif prend en compte tous les sites contrôlés.

Pour pouvoir réaliser le BEE dans le cadre de l'OE2, il est important de comprendre quelles ENI sont présentes dans la région et les sous-régions sous-marines. Une évaluation de la ligne de base de l'étendue des ENI accorde un point de référence pour mesurer le succès des actions à l'avenir. Une fois cette ligne de base est déterminée, il sera possible de définir les niveaux de référence.

3.4. Observations finales

Les Parties contractantes doivent avoir au moins trois années de données par site afin de calculer l'indicateur de tendances et de définir le niveau de référence pour les espèces non indigènes. Ceci est supposé être le cas quand il n'y a pas de nouvelles espèces non indigènes introduites durant les trois dernières années et que le nombre des espèces non indigènes a diminué à un niveau où seules les espèces non indigènes résidentes caractéristiques (implantées depuis au moins trois années) sont

présentes. Afin de développer de nouveaux protocoles de surveillance, visant particulièrement à trouver des espèces non indigènes, il faut prévoir deux années au moins durant lesquelles chaque pays contrôle les espèces non indigènes selon le programme de surveillance que le pays a développé. Durant ces deux années, les résultats des programmes de surveillance peuvent être comparés dans le temps (entre deux années) et dans l'espace entre les différentes Parties contractantes. Ces résultats sont comparés à une question posée: comment chaque programme de surveillance peut-il être amélioré (d'une perspective d'analyse avantages-coûts) visant à obtenir le plus grand nombre possible d'espèces non indigènes. Après l'écoulement de ces deux années, une évaluation doit être effectuée dans laquelle le pourcentage des espèces non indigènes présentes dans les différents sites est estimé, ce qui est obtenu, en effet, dans le cadre du protocole de surveillance choisi. Si moins de ~90% des espèces non indigènes présentes dans une région est enregistré, le protocole de surveillance n'est probablement pas adapté pour produire les données nécessaires pour calculer l'indicateur de tendances des espèces non indigènes. Si la majorité des Parties contractantes sont capables de développer et de maintenir un programme de surveillance qui est capable de marquer un score d'au moins ~90% des espèces non indigènes présentes dans la région, l'utilisation de tout "indicateur de tendance des espèces marines non indigènes" ne serait pas faisable.

IV. ORIENTATIONS MÉTHODOLOGIQUES DE LA SURVEILLANCE ET DE L'ÉVALUATION DE L'OE 5: L'EUTROPHISATION

1. Introduction

L'eutrophisation est un processus dû à l'enrichissement de l'eau par des éléments nutritifs, en particulier des composés d'azote et/ou de phosphore, qui mène à: l'augmentation de la croissance, de la production primaire et de la biomasse des algues et à des changements dans l'équilibre des éléments nutritifs, ce qui subséquemment provoque des changements dans l'équilibre des organismes ainsi qu'une dégradation de la qualité de l'eau. Les conséquences de l'eutrophisation sont indésirables lorsqu'elles dégradent sensiblement la santé des écosystèmes et de la biodiversité et/ou la fourniture durable de produits et de services. Ces changements peuvent être dus à des processus naturels. Des préoccupations de gestion apparaissent lorsqu'ils sont attribués à des sources anthropiques. En outre, bien qu'ils puissent ne pas être nocifs en eux-mêmes, le principal souci concerne les "perturbations indésirables": les effets potentiels d'une production accrue, et les changements de l'équilibre des organismes sur les structures et fonctions des écosystèmes ainsi que sur les produits et services des écosystèmes.

En Méditerranée, le Programme de surveillance du PNUE/PAM MED POL a intégré dès son lancement l'étude de l'eutrophisation dans le cadre de ses sept projets pilotes, que les Parties contractantes avaient approuvés à la réunion de Barcelone en 1975 (PNUE-PAM, 1990a,b). La question d'une stratégie de surveillance et d'évaluation de l'eutrophisation a été soulevée pour la première fois lors de la Réunion des Coordonnateurs nationaux PNUE/PAM MED POL en 2001 (Venise, Italie), qui a recommandé au Secrétariat d'élaborer un projet de programme pour la surveillance de l'eutrophisation des eaux côtières méditerranéennes. En dépit d'une série d'évaluations ayant permis d'examiner le concept et l'état de l'eutrophisation, d'importantes lacunes demeurent dans la capacité à évaluer l'intensité de ce phénomène, et plus encore lorsqu'il s'agit de comparer ou noter les divers sites. Beaucoup a été fait pour définir les concepts, évaluer l'intensité et élargir l'expérience au-delà des sites initiaux de la mer Adriatique dont on s'accorde à dire qu'elle est le secteur le plus eutrophique de toute la Mer Méditerranée.

On réalise un "Bon état écologique" (BEE) eu égard à l'eutrophisation lorsque la communauté biologique reste bien équilibrée et conserve toutes les fonctions nécessaires en l'absence de perturbations indésirables liées à l'eutrophisation (par exemple prolifération des algues, faible teneur en oxygène dissous, déclin des herbiers, mort des organismes benthiques et/ou des poissons), et/ou lorsque les éléments nutritifs n'ont pas d'impact sur l'usage durable des produits et services des écosystèmes. Le modèle conceptuel de l'eutrophisation est présenté à titre d'information à la Figure 1.

2. Le choix des indicateurs pour la surveillance et l'évaluation de l'eutrophisation

En dépit de la grande variabilité que l'on constate dans les couches d'eau soumises à des processus hydrodynamiques actifs, surveiller les caractéristiques de l'eau de mer reste le moyen le plus direct d'évaluer l'eutrophisation. Un certain nombre de paramètres ont été identifiés comme étant les meilleures sources d'information sur l'eutrophisation, par exemple: la chlorophylle, l'oxygène dissous, les éléments nutritifs inorganiques, la matière organique, les solides en suspension, la pénétration de la lumière, les macrophytes aquatiques, le zoobenthos, etc. Tous ces paramètres peuvent être déterminés soit en surface, soit à diverses profondeurs. Cependant même si ces variables sont couramment établies dans la plupart des laboratoires marins, elles peuvent poser quelques problèmes à certaines institutions moins spécialisées. La télédétection peut également s'avérer très utile lorsque l'eutrophisation s'étend sur de grandes superficies, comme c'est le cas dans le nord de la Mer Adriatique.

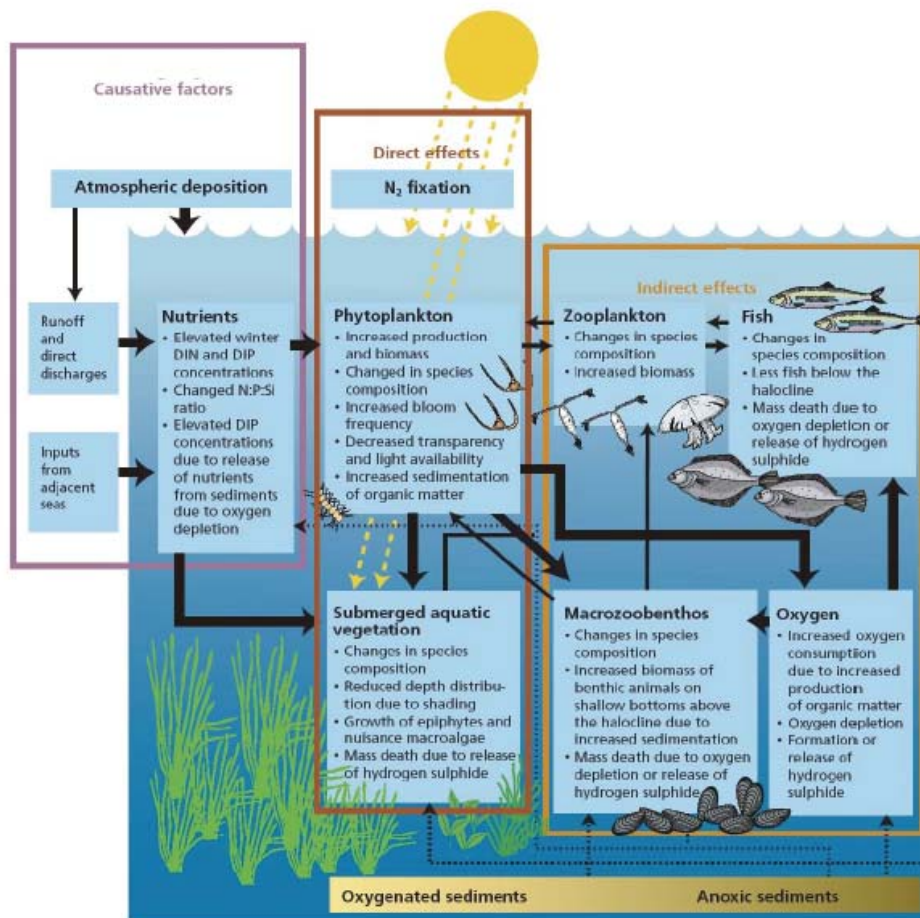


Figure 1. Modèle conceptuel de l'eutrophisation. Les flèches indiquent les interactions entre différents compartiments écologiques. Un écosystème marin et littoral équilibré se caractérise par: 1. une chaîne alimentaire pélagique (phytoplancton ► zooplancton/zoobenthos ► poissons), qui établit un couple efficace entre production et consommation, et minimise le potentiel de décomposition excédentaire; 2. une composition en espèces naturelles de plancton et d'organismes benthiques; et 3. le cas échéant, une répartition naturelle de la végétation aquatique submergée. L'enrichissement en éléments nutritifs entraîne des changements dans la structure et la fonction des écosystèmes marins et littoral, signalés par des traits épais. Les traits pointillés indiquent la libération de sulfure d'hydrogène (H₂S) et de phosphore, dans des conditions anoxiques à l'interface sédiment-eau, qui est en corrélation positive avec l'appauvrissement en oxygène. De plus, l'azote est éliminé par la dénitrification des sédiments anoxiques.

Si les moyens sont limités, l'on s'en tiendra à déterminer les paramètres qui synthétisent la plus grande part des informations. Par exemple, la détermination de la chlorophylle, quoique ne fournissant pas une représentation très précise du système, apporte des données très riches en informations. Les données fiables sur les éléments nutritifs sont des indicateurs extrêmement utiles d'une eutrophisation potentielle. La turbidité et la couleur de l'eau de mer (Echelle de Forel, Wenard and van der Woerd, 2010) peuvent aussi valablement mesurer l'eutrophisation, sauf aux abords des embouchures des fleuves où les solides inertes en suspension peuvent être extrêmement abondants. L'oxygène dissous est un paramètre riche d'informations sur les processus participant à l'eutrophisation, pourvu qu'il soit mesuré près du fond ou, au moins, en-dessous de la zone euphotique où apparaît généralement une oxycline.

2.1. Le choix des indicateurs d'eutrophisation à surveiller en vertu du Protocole « tellurique » et du projet du Programme de surveillance et d'évaluation intégrées

(Indicateurs communs 7 et 8. Concentration des principaux éléments nutritifs dans la colonne d'eau et concentration de chlorophylle-a dans la colonne d'eau)

La décision 21/3 de la dix-huitième réunion des Parties contractantes à la Convention de Barcelone (Istanbul, décembre 2013), CdP 18, prévoit d'évaluer l'eutrophisation dans le cadre de l'approche écosystémique en combinant les informations sur les niveaux d'éléments nutritifs, les effets directs (en particulier la chlorophylle – concentration et transparence de l'eau pour les activités de surveillance ECAP 2016) et les effets indirects (concentration en oxygène pour les activités de surveillance ECAP 2016). Ces éléments à surveiller reflètent la stratégie de surveillance de l'eutrophisation à court terme, pour les phases III et IV du PNUE/PAM MED POL (UNEP (DEC) WG.231/14), en fonction de laquelle des programmes de surveillance pilotes ont été mis en œuvre dans divers sites méditerranéens pour renforcer les capacités en matière d'élaboration et de mise en œuvre de programmes intégrés de surveillance de l'eutrophisation (dans lesquels l'abondance totale du phytoplancton, l'abondance des principaux groupes et la prédominance des proliférations devraient aussi être surveillées, sans que cela soit obligatoire). L'on considère qu'il conviendrait maintenant de se concentrer dans le cadre de l'approche écosystémique sur l'élaboration d'ensembles de données complets et cohérents au niveau de la région elle-même.

Il est en outre fondamental d'établir des liens avec les bilans des charges en éléments nutritifs et de leurs sources (par exemple terrestre, atmosphérique) de sorte que la charge puisse être associée à un dérèglement et que des mesures de gestion fructueuses puissent être élaborées sur la base de cette relation. Le PNUE/PAM MED POL mènent périodiquement ce type d'inventaire des sources de pollution et des charges correspondantes dues aux activités terrestres (Bilan national de base, **NBB**), dans le cadre de la mise en œuvre du Protocole sur les sources de pollution terrestres (Protocole LBS) et du Programme d'action stratégique (**PAS**) visant à combattre la pollution due à des activités menées à terre (adopté en 1997 et lancé en 2000). Le troisième cycle des bilans nationaux de base (NBB) est actuellement en cours et devrait s'achever au début de 2015.

Aucun outil analytique ne permet, à lui seul, de mesurer le degré d'eutrophisation d'une masse d'eau donnée. La plupart des experts estiment plutôt que la meilleure approche consiste à mesurer un grand nombre de paramètres différents et de synthétiser les résultats dans un modèle général qui soit en quelque sorte intégré, fournissant un degré d'eutrophisation de l'eau global. À moins qu'une sélection adéquate des paramètres à mesurer soit préalablement établie, la quantité de travail nécessaire pour évaluer l'ampleur et l'intensité de l'eutrophisation risque d'être assez coûteuse.

La stratégie des mesures et la conception des prélèvements sont par conséquent essentielles au succès de la surveillance des zones eutrophiques. Il sera certainement nécessaire de s'adapter aux caractéristiques morphologiques de la zone à surveiller, son hydrodynamique et ses sources d'éléments nutritifs. Il faut comprendre que des programmes simples de mesures et de prélèvements ne procureront pas un éclairage important sur ce phénomène extrêmement complexe. L'ampleur des travaux à mettre en œuvre dans un plan de surveillance sera évaluée à la lumière de l'importance de l'impact de l'eutrophisation (prolifération phytoplanctonique, efflorescences algales nuisibles, épisodes anoxiques).

3 Stratégie de surveillance

3.1. Considérations relatives aux méthodes de surveillance de l'eutrophisation

Les méthodes traditionnelles de surveillance de l'eutrophisation des eaux côtières nécessitent des mesures/prélèvements *in situ* des paramètres généralement mesurés tels que la concentration en éléments nutritifs, la concentration en chlorophylle 'a', l'abondance et la composition du phytoplancton, la transparence et la concentration en oxygène dissous. S'agissant des méthodes disponibles pour les mesures *in situ*, les navires constituent des plateformes souples pour la surveillance de l'eutrophisation, tandis que la télédétection offre les possibilités d'une vision synoptique embrassant les régions ou les sous-régions. Outre les mesures traditionnelles par bateau,

des appareillages embarqués (FerryBox) et d'autres dispositifs de mesure autonomes permettent des mesures très fréquentes, en continu.

Les mesures *in situ* conviennent mieux:

- Dans les (sous) régions/zones/sites présentant un problème d'eutrophisation croissant,
- Lorsqu'une sous-région/zone/site est proche du BEE ou classée BEE en ce qui concerne l'eutrophisation
- Lorsque l'état d'eutrophisation reste incertain
- Dans les sous-régions/zones/sites où, pour d'autres raisons, des données précises et fiables sont nécessaires (il s'agit généralement de sous-régions côtières, en particulier proches des fleuves)

La modélisation et la télédétection devraient aussi être considérées comme des alternatives ou des compléments aux mesures *in situ*, selon les nécessités, relativement aux données. En général, les mesures *in situ* restent toujours indispensables pour valider et étalonner les données et les modèles calculés à partir des mesures satellitaires.

Les données générées par les modèles conviennent davantage :

- Dans les (sous) sous-régions dont l'état d'eutrophisation est stable, prévisible
- Dans les sous-régions en BEE ou voyant leur problème d'eutrophisation diminuer
- Dans les zones éloignées des côtes, où la prise de mesures *in situ* est coûteuse et où les concentrations d'éléments nutritifs sont corrélées au niveau de la zone côtière (extrapolation)
- Lorsque les données satellitaires sont imprécises ou non disponibles
- Si une image moyenne de l'état d'eutrophisation local est nécessaire; les modèles sont très efficaces lorsqu'il s'agit de calculer une telle image moyenne en combinant des modèles hydrauliques et des mesures *in situ* provenant de sites de prélèvements normés (interpolation)

À l'instant de la modélisation, la télédétection permet généralement de produire des données à plus haute résolution spatiale et temporelle que les mesures *in situ*. Grâce aux satellites, il est possible de disposer de mesures synoptiques sur de très grandes zones. Les données satellitaires n'en sont que plus utiles pour les études, les observations à grande échelle et/ou les études des tendances temporelles.

Les données satellitaires conviennent davantage :

- Dans les (sous) sous-régions/zones/sites dont l'état d'eutrophisation est stable, prévisible
- Dans les sous-régions/zones/sites en BEE ou voyant leur problème d'eutrophisation diminuer
- Dans les sous-régions/zones/sites éloignées des côtes, où la prise de mesures *in situ* est coûteuse et où les concentrations d'éléments nutritifs sont corrélées au niveau de la zone côtière
- Lorsque les modélisations sont imprécises ou non disponibles
- Aux fins de comparaison des états d'eutrophisation sur de vastes sous-régions
- Pour la validation et l'étalonnage des informations sur la répartition spatiale
- Dans les sous-régions/zones où les financements sont limités
- Dans les sous-régions/zones où, pour d'autres raisons, la précision peut être inférieure à celle fournie par les mesures *in situ* (il s'agit généralement de zones éloignées des côtes)
- En complément aux mesures *in situ*

Cependant, les données satellitaires doivent être confortées par des données réelles "de terrain".

Une bonne stratégie semble consister à combiner la télédétection et le balayage de la zone dont on sait ou dont on soupçonne qu'elle est touchée, avec des instruments de mesure automatiques tels que le thermosalinomètre, les sondes de mesure de l'oxygène dissous et le fluoromètre *in vivo* et/ou le néphélomètre. Le prélèvement aux fins de la détermination de la fluorescence et de l'analyse des éléments nutritifs "in vitro" peut être réalisé sans grands efforts, moyennant une pompe et un boyau

adéquats montés sur le bateau. Les mesures peuvent être faites en surface ou juste en-dessous, avec une prise d'eau sur la coque du bâtiment ou à des profondeurs fixes ou variables avec un "poisson" remorqué et un dispositif de pompage.

Le traitement et l'évaluation des données devraient être effectués après avoir prédéfini un modèle du système à l'étude. Les modèles d'écosystèmes aquatiques peuvent être des outils de surveillance efficaces de l'eutrophisation. Du fait qu'aucun indicateur d'eutrophisation ne peut, seul, rendre absolument compte de l'étendue et/ou de l'intensité de l'eutrophisation, les modèles numériques dans lesquels les relations quantitatives entre les diverses caractéristiques sont données permettent de réaliser une évaluation globale du phénomène avec un petit nombre de mesures sur le terrain et/ou en laboratoire.

3.2. La fréquence de la surveillance de l'eutrophisation et l'emplacement des sites de prélèvement

L'étendue de l'eutrophisation affiche des variations spatiales, par exemple les régions côtières par rapport à la haute mer. La fréquence et la résolution spatiale du programme de surveillance devraient refléter ces variations spatiales de l'état d'eutrophisation et les pressions correspondantes, suivant une approche basée sur le risque et le principe de précaution.

Le premier facteur favorisant l'eutrophisation est l'enrichissement en éléments nutritifs. Ceci explique pourquoi l'on trouve d'abord les principales zones eutrophiques non loin des côtes, essentiellement dans les zones recevant de lourdes charges d'éléments nutritifs. On rencontre cependant quelques symptômes naturels d'eutrophisation dans les zones de remontée des eaux. En outre, le risque d'eutrophisation est lié à la capacité de l'environnement marin à confiner les algues proliférantes dans une couche de surface recevant beaucoup de lumière. L'étendue géographique des eaux potentiellement eutrophiques peut grandement varier à raison de:

- (i) l'étendue des zones peu profondes, c'est-à-dire d'une profondeur ≤ 20 m;
- (ii) l'étendue des panaches fluviaux stratifiés, qui peuvent créer une couche de surface peu profonde séparée de la couche de fond par un halocline, quelle que soit sa profondeur
- (iii) le grand temps de séjour de l'eau dans les mers fermées, menant à des proliférations largement déclenchées par des réserves internes et externes d'éléments nutritifs; et
- (iv) les phénomènes de remontée des eaux, induisant des apports d'éléments nutritifs autochtones et des concentrations élevées en éléments nutritifs venant des réserves d'éléments nutritifs en eaux profondes, dont l'origine peut être naturelle ou humaine.

Les sous-régions/zones qui n'atteignent pas le BEE en termes d'eutrophisation, ou que l'on pourrait considérer comme risquant de ne pas y parvenir, nécessitent généralement une surveillance plus intense que les régions qui affichent un BEE.

Le programme de surveillance devrait intégrer la flexibilité dans sa conception même, pour tenir compte des différences propres à chaque sous-région/zone marine. De plus, dans les régions plus froides, l'hiver est une période optimale pour mesurer les éléments nutritifs, puisque les données ne sont pas troublées par l'absorption (variable) de la part des algues/macrophytes. Dans ces régions, la période printemps/été est la saison de croissance algale optimale et donc aussi la meilleure pour mesurer les effets de la forte disponibilité en éléments nutritifs. Dans les régions au climat plus doux, la production se maintient pendant (une grande partie de) la période hivernale. Dans ces régions, il sera sans doute préférable de procéder aux mesures d'éléments nutritifs tout au long de l'année.

En bref, l'échelle géographique de la surveillance aux fins de l'évaluation du BEE en matière d'eutrophisation dépendra des conditions hydrologiques et morphologiques de la zone considérée, en particulier des apports d'eau douce provenant des rivières, de la salinité, de la circulation générale, de la remontée des eaux et de la stratification. La répartition spatiale des stations de surveillance devrait, préalablement à l'établissement de l'état d'eutrophisation de la sous-région/zone marine, être basée sur le risque et proportionnée à l'étendue anticipée de l'eutrophisation dans la sous-région considérée, ainsi que sur ses caractéristiques hydrographiques, afin de déterminer des zones spatialement homogènes. En conséquence, il devrait être demandé à chaque Partie contractante de déterminer la fréquence annuelle optimale et les lieux optimaux pour les stations de surveillance. Chaque Partie contractante a la responsabilité de choisir les stations de prélèvement les plus représentatives afin de détecter tout changement sur une période déterminée.

Les gradients de salinité peuvent servir à estimer le débit du fleuve, la salinité et la concentration en éléments nutritifs, qui sont souvent en forte corrélation. La salinité peut donc servir à déterminer une répartition spatiale optimale des sites de prélèvement, en particulier si l'on dispose d'un modèle permettant de coupler la salinité et l'hydrodynamique avec les concentrations d'éléments nutritifs. La salinité et la température sont également des paramètres importants pour renforcer l'interprétation de l'indicateur d'eutrophisation. Par conséquent, le régime des températures annuel et saisonnier et, le cas échéant, la répartition spatiale et temporelle de la salinité devraient être mesurés tant dans les régions ayant un BEE que dans celles qui en sont dépourvues.

Le programme actuel de surveillance nationale de l'eutrophisation, mis en œuvre à ce jour par les Parties contractantes dans le cadre du programme du PNUE/PAM MED POL, devrait constituer une base de surveillance solide dans le cadre de l'EcAp, en addition d'éléments fondés sur les considérations susmentionnées et les spécificités de chaque pays/sous-région/zone.

3.3 Caractérisation de l'état de qualité écologique des eaux côtières marines eu égard à l'eutrophisation

L'indice TRIX (Vollenweider et al., 1998) peut être utilisé pour l'évaluation préliminaire de l'état trophique des eaux côtières en matière d'eutrophisation, sous réserve que ses avantages et insuffisances soient pris en compte (Primpas et Karydis, 2011). La stratégie adoptée par le PNUE/PAM MED POL pour la surveillance à court terme de l'eutrophisation s'est intéressée aux paramètres entrant dans l'indice TRIX. Cet indice est largement utilisé pour synthétiser les variables d'eutrophisation clés en une expression numérique simple, afin de rendre les informations comparables dans une large palette de situations trophiques:

$$\text{Indice TRIX} = (\text{Log}_{10} [\text{ChA} \cdot \text{aD}\% \text{O} \cdot \text{DIN} \cdot \text{TP}] + k) \cdot m$$

où:

ChA = Concentration de la chlorophylle-a en $\mu\text{g/L}$;

aD%O = Oxygène en tant qu'écart de taux absolu par rapport à la saturation;

DIN = Azote inorganique dissous, N-(NO₃+NO₂+NH₄) en $\mu\text{g/L}$;

TP = Phosphore total en $\mu\text{g/L}$.

k=1.5

m = 10/12 = 0.833

Les paramètres k et m sont des facteurs d'échelle nécessaires pour fixer la valeur limite inférieure de l'indice et l'étendue de l'échelle trophique relative, c'est-à-dire de 0 à 10 unités TRIX. En ce qui concerne les composantes ChA et aDO%O, ces facteurs sont des indicateurs directs de la productivité, tant en ce qui concerne la quantité de biomasse de phytoplancton produite que la dynamique de cette production. En d'autres termes, l'indice TRIX résume ce que fait le système côtier (en incluant la contribution des indicateurs directs de productivité, en tant que "productivité réelle") et ce que le système côtier pourrait faire (contribution des composants des facteurs nutritionnels, en tant que "productivité potentielle"). Du fait de la transformation logarithmique des quatre variables originales,

les répartitions annuelles du TRIX sur les zones côtières homogènes sont habituellement d'un type normal, et montrent une variance plutôt stable, avec un écart-type d'environ 0,9. En ce qui concerne l'interprétation des valeurs TRIX, celles excédant 6 unités TRIX sont généralement associées aux eaux côtières hautement productives, où les effets de l'eutrophisation consistent en de fréquents épisodes d'anoxie dans les eaux de fond. Les valeurs inférieures à 4 unités TRIX sont typiques des eaux peu productives, tandis que les valeurs inférieures à 2 sont généralement associées à la haute mer.

L'indice TRIX utilisé pour évaluer l'état trophique des eaux côtières a été appliqué dans de nombreuses mers européennes (Adriatique, Tyrrhénienne, Baltique, Mer Noire et Mer du Nord). Cependant, toutes ces eaux se caractérisent par des concentrations élevées en éléments nutritifs et biomasse de phytoplancton; un étalonnage indiciaire basé sur des systèmes qui sont principalement eutrophiques pourrait fausser la mise à l'échelle des indices. Dans l'étude de Primpas et Karydis, 2011, l'indice trophique TRIX est évalué à l'aide de trois ensembles normalisés de données caractérisant les milieux oligotrophes, mésotrophes et eutrophes dans l'environnement marin de la Mer Égée (Méditerranée orientale). Il est proposé de mettre en œuvre une échelle d'eutrophisation naturelle fondée sur l'indice TRIX et convenant à la caractérisation des conditions trophiques des masses d'eau oligotrophes méditerranéennes. Cette échelle a permis de bâtir un modèle de classification en cinq degrés de la qualité de l'eau, décrivant des niveaux différents d'eutrophisation.

Nous recommandons aux Parties Contractantes de suivre la classification de la concentration en chl-a ($\mu\text{g/L}$) élaborée par MEDGIG en tant que méthode d'évaluation facilement applicable par tous les pays Méditerranéens sur la base des seuils indicatifs et des valeurs de référence adoptés dans la classification (voir Tableau 2).

4. Élaboration des seuils d'évaluation et identification des conditions de référence en matière d'eutrophisation, afin de pouvoir surveiller l'accès au BEE

La détermination du BEE peut donner lieu à la mise en œuvre de trois approches:

a. Pour évaluer quantitativement l'accès au BEE en ce qui concerne l'eutrophisation, l'on pourra fixer un seuil d'évaluation mesurable ainsi que la définition des conditions de référence. Les seuils d'évaluation du BEE et les conditions de référence (concentrations ambiantes) peuvent ne pas être identiques pour toutes les zones, en particulier lorsque l'environnement marin est déjà troublé depuis de nombreuses années par la présence humaine. En de telles circonstances, il conviendra de prendre une décision relativement à la fixation de la valeur seuil pour l'accès au BEE indépendamment de la fixation des conditions de référence. L'approche est basée sur la reconnaissance que les conditions environnementales spécifiques à la zone doivent définir les valeurs seuils. Une valeur seuil peut comporter des éléments autorisant des fluctuations statistiques (exemple: aucune valeur relative aux éléments nutritifs et à la chl-a excédant le 90ème percentile n'est présente avec une fréquence supérieure à ce qui était statistiquement attendu pour l'entièreté de la série chronologique). Le BEE pourrait être défini à un niveau sous-régional, ou selon une subdivision de la sous-région (comme l'Adriatique nord), corrélativement à des particularités locales liées au niveau trophique et à la morphologie de la zone.

b. La détermination du BEE eu égard à l'eutrophisation peut faire l'objet d'une deuxième approche consistant à utiliser les tendances relatives aux teneurs en éléments nutritifs, et les effets directs et indirects de l'eutrophisation. Lorsque l'on utilise l'approche fondée sur les tendances, il est nécessaire de disposer, aux fins de comparaison, d'une valeur de référence représentant la situation réelle. Dans le cas des éléments nutritifs et de la chl-a, de telles valeurs de référence existent en raison de la disponibilité des données dans la plupart des zones. Par conséquent, le BEE pourrait être défini comme correspondant à des tendances non croissantes des concentrations en éléments nutritifs et/ou en chlorophylle-a sur une période définie dans le passé (par exemple: 6 ans), qui ne sont pas expliquées par la variabilité hydrologique. S'agissant des effets indirects, le BEE pourrait exiger une absence de tendance décroissante de la saturation en oxygène au-delà de ce qui est statistiquement attendu.

c. Il est recommandé d'utiliser les seuils et tendances de BEE en combinaison, en fonction de la disponibilité des données et des accords sur les niveaux seuils de BEE. Le PNUE/PAM MED POL a une expérience de l'utilisation des seuils quantitatifs. Il est proposé que, pour la région méditerranéenne, les seuils quantitatifs entre "bon" état (BEE) et état "moyen" (hors BEE) pour les eaux côtières puissent être basés, selon les nécessités, sur les travaux effectués dans le cadre du processus d'interétalonnage du MED GIG de la Directive Cadre de l'UE sur l'eau, un projet étroitement surveillé par le programme PNUE/PAM MED POL.

Dans ce contexte, la définition de seuils subrégionaux applicables à la chlorophylle-a dans l'eau est très importante pour l'élaboration de classifications de sites donnés. Dans le cadre de l'exercice MEDGIG, la typologie des eaux recommandée pour l'évaluation de l'eutrophisation est basée sur les paramètres hydrologiques caractéristiques de la dynamique de circulation dans certains sites. L'approche typologique implique l'introduction d'un paramètre de stabilité statique (dérivé des valeurs de température et de salinité dans la colonne d'eau) : ce paramètre, sur la base d'une formulation numérique robuste, permet de décrire le comportement dynamique d'un système côtier

La typologie est essentielle à l'élaboration future de systèmes de classification de certains sites. La typologie des eaux recommandée pour l'évaluation de l'eutrophisation est basée sur les paramètres hydrologiques caractéristiques de la dynamique de circulation dans certains sites. L'approche typologique implique l'introduction d'un paramètre de stabilité statique (dérivé des valeurs de température et de salinité dans la colonne d'eau) : ce paramètre, sur la base d'une formulation numérique robuste, permet de décrire le comportement dynamique d'un système côtier

Il est admis que la densité de surface soit adoptée en tant qu'indicateur indirect de la stabilité statique car la température et la salinité jouent un rôle important dans le comportement dynamique d'un système marin côtier. Des informations plus détaillées sur les critères typologiques et leur définition sont disponibles dans le document UNEP(DEPI)/MED WG 417/Inf.15.

En Méditerranée, de nombreux experts en eutrophisation ont élaboré une approche typologique des eaux côtières dans le cadre de l'étape initiale d'interétalonnage pour la mise en œuvre de la Directive Cadre sur l'Eau ; cette approche existe toujours et, après sa réactualisation selon la décision de la Commission 2013/480/UE, propose une typologie très simple et facilement applicable aux eaux côtières en Méditerranée (sensu WFD, i.e. 1nm), puisque ces eaux ont fait l'objet d'un interétalonnage. Dans ce contexte, les types d'eaux majeurs ont été définis sur la base des valeurs de densité de surface et de salinité, présentées dans le Tableau 1 :

Tableau 1 Définition des types d'eaux majeurs en Méditerranée ayant fait l'objet d'un interétalonnage (applicable au phytoplancton uniquement) selon la Décision de la Commission de l'UE 2013/480/EU

	Type I	Type IIA, IIA Adriatique	Type IIIW	Type IIIE	Type Île-W
σ_t (densité)	<25	25<d<27	>27	>27	Toute aire
salinité	<34.5	34.5<S<37.5	>37.5	>37.5	Toute aire

Dans une perspective écologique, les différents types d'eaux côtières sont décrits de la façon suivante :

- Type I sites côtiers fortement influencés par les entrées d'eau douce
- Type IIA sites côtiers modérément influencés par les entrées d'eau douce (Influence continentale)

- Type IIIW sites côtiers non-influencés par les entrées d'eau douce (Bassin occidental)
 - Type IIIE non-influencés par les entrées d'eau douce (Bassin oriental)
 - Type Île: côte (Bassin occidental)
- De plus, les eaux côtières de type III sont divisées en deux sous-bassins à l'Ouest et à l'Est, en fonction des conditions trophiques et sont bien documentées dans la littérature.

Quelques exemples de types d'eaux ont aussi été donnés pour les pays Européens, Parties à la Convention de Barcelone et au Protocole LBS et sont présentés dans le Tableau 2.

Tableau 2 Exemples de types d'eaux côtières dans certains pays Méditerranéens

Nouveaux types		Croatie	Chypre	France	Grèce	Italie	Slovénie	Espagne
	Description							
Type I	Fortement influencé par les entrées d'eau douce			X		X		
Type II	Modérément influencé par les entrées d'eau douce	X		X		X	X	X
Type III Med Occidentale	Non-influencé par les entrées d'eau douce	X		X		X		X
Type III Med orientale	Non-influencé par les entrées d'eau douce		X		X			

Recommandations proposées

1. Les Parties Contractantes sont invitées à accepter les critères de typologie des eaux côtières tels que présentés au Tableau 1.
2. Les Parties Contractantes sont invitées à appliquer les critères ci-dessus à la définition de leurs types d'eaux côtières en 2015 avec le soutien de MEDPOL si nécessaire.

With regards to chlorophyll a, the on line Mediterranean eutrophication group recommend the reference and threshold values of the MEDGIG approach to be used for assessing ewutrophication status as presented in Table 2. (results of the 2nd phase of MEDGIG exercise)
Reference and threshold (Good/Moderate status) derived values (G-mean annual values based on long time series (>5 years) of monthly sampling at least) differ from type to type on a sub-regional scale and were build with different strategies. Summaries values are given in Table 3.

Table 3: Reference and threshold values of Chla in Mediterranean coastal water types (according to Commission Decision of 20 September 2013 establishing, pursuant to Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council, the values of the Member State monitoring system classifications as a result of the intercalibration exercise and repealing Decision 2008/915/EC) .

Coastal Water Typology for G/M status	Reference conditions of Chla (µg L-1) Boundaries of Chla (µg L-1)			
	G_mean	90 % percentile	G_mean	90 % percentile
Type I	1,4	3,33 - 3,93	6,3	1020 - 17,721
Type II-FR-SP		1,9		3,58 – 3,6
Type II-A Adriatic	0,33	0,8	1,5	4,0
Type II-B Tyrrhenian	0,32	0,77	1,2	2,9
Type III-W Adriatic			0,64	1,7
Type III-W Tyrrhenian			0,48	1,17
Type III-W FR-SP		0,9		1,80 – 1,8
Type III-E		0,1		0,4

Type Island-W 0,6 1,2 – 1,22

Proposed recommendations on further development of the assessment of eutrophication related common indicators during the initial phase of IMAP:

1. The Contracting Parties are recommended to rely on the classification scheme on chl-a concentration ($\mu\text{g/l}$) in coastal waters as a parameter easily applicable by all Mediterranean countries based on the indicative thresholds and reference values presented in Table 3.

2. However, for a complete assessment of eutrophication and GES achievement, GES thresholds and reference conditions (background concentrations) are needed not only for chlorophyll-a, but such values must be set, in the near future, through dedicated workshops and exercises also for nutrients, transparency and oxygen as minimum requirements. Nutrient, transparency and oxygen thresholds and reference values may not be identical for all areas, since it is recognized that area-specific environmental conditions must define threshold values. GES could be defined on a sub-regional level, or on a subdivision of the sub-region (such as the Northern Adriatic), due to local specificities in relation to the trophic level and the morphology of the area.

3. Following the evaluation of information provided by a number of countries and other available information, it has to be noted that the Mediterranean countries are using different eutrophication non mandatory assessment methods such as TRIX, Eutrophication scale, EI, HEAT, OSPAR, etc. These tools are very important to continue to be used at sub-regional or national levels because there is a long term experience within countries which can reveal / be used for assessing eutrophication trends.

4. However, in order to increase coherency and comparability regarding eutrophication assessment methodologies it is recommended that further efforts should be made to harmonize existing tools through workshops, dialogue and comparative exercises at regional/subregional/subdivision levels in Mediterranean with a view to further develop common assessment methods.. .

In conclusion it is recommended to rely on the classification scheme on chl-a concentration ($\mu\text{g/l}$) in coastal waters as a parameter easily applicable by all Mediterranean countries based on the indicative thresholds and reference values presented in table 2.

However following the evaluation of information provided by a number of countries and other available information it has to be noted that the Mediterranean countries are using different eutrophication assessment methods such as TRIX, Eutrophication scale, EI, HEAT, OSPAR etc. These tools are very important to continue to be used as appropriate at sub-regional or national levels because there is a long term experience within countries which can reveal / be used for assessing eutrophication trends.

V. ORIENTATIONS MÉTHODOLOGIQUES DE LA SURVEILLANCE ET DE L'ÉVALUATION DE L'OE 9: LES CONTAMINANTS

1. Introduction

Dans la plupart des pays méditerranéens, la surveillance des concentrations d'une vaste gamme de contaminants chimiques dans l'eau, dans les sédiments et dans le biote est entreprise en réponse aux facteurs nationaux et internationaux (comme la DCE) ou moteurs nationaux au sein des programmes de surveillance du PNUE/PAM Convention de Barcelone, de son Protocole « telluriques », et du PNUE/PAM MED POL. La portée et l'ampleur de cette surveillance varient. Elles doivent, toutefois, être considérées comme une base à partir de laquelle on introduit une plus grande harmonisation entre les parties contractantes et on veille à ce que les contaminants et les matrices les plus importants dans les sous-régions soumises à l'évaluation soient couverts par des programmes de surveillance appropriés. La surveillance des effets biologiques est généralement beaucoup moins présente dans les programmes nationaux ou internationaux, le nombre de pays qui entreprennent de telles études (ainsi que l'intensité de la couverture) étant beaucoup plus petit. Therefore, it will be essential in coming years to expand and develop further the use of biological effects methods to cover properly the EO9.

Le BEE relevant de l'Objectif écologique 9 est réalisé lorsque les contaminants ne causent pas d'impact significatif sur les écosystèmes côtiers et marins et littoral et sur la santé humaine. Comme le type et les quantités des émissions ont changé et que la législation environnementale a permis de réduire la pollution causée par certaines substances et dans certains domaines, la surveillance des contaminants doit être adaptée et ciblée pour traiter les risques actuels et futurs qui pourraient nuire à la réalisation du BEE. Cependant, la couverture des programmes nationaux actuellement en place est limitée. Par conséquent, et pour des raisons pragmatiques, les évaluations initiales du BEE sous l'Objectif écologique 9 seront probablement fondées sur des données relatives à un nombre assez faible de contaminants et d'effets biologiques, ce qui reflète l'étendue des programmes actuels et l'existence de critères d'évaluation appropriés. Certains domaines de développement importants au cours des prochaines années comprendront l'harmonisation des cibles de surveillance (des déterminants et des matrices) à l'intérieur des sous-régions évaluées, le développement de séries de critères d'évaluation et l'examen de l'étendue des programmes de surveillance pour s'assurer que les contaminants jugés importants au sein de chaque domaine d'évaluation soient inclus dans les programmes de surveillance. Grâce à ces actions ainsi qu'à bien d'autres, il sera possible de développer des programmes de surveillance ciblés et efficaces, conçus particulièrement pour répondre aux besoins et aux conditions de chaque sous-région évaluée.

Un volume considérable de données de surveillance des dernières décennies est disponible au sein de la composante de surveillance et d'évaluation du programme PNUE/PAM MED POL en vertu de la Convention de Barcelone. Ces données ont été utilisées, par exemple, pour l'identification des principaux contaminants marins et l'élaboration de stratégies et de directives de surveillance. En ce qui concerne l'application des exigences du processus de l'approche écosystémique, il y a de nombreux avantages à avoir recours aux données et aux informations de surveillance mises au point par le programme de surveillance du PNUE/PAM MED POL. Ces actions comprennent: (1) le recours aux expériences existantes dans la conception des programmes de surveillance, (2) l'utilisation des directives existantes sur les méthodes d'analyse ou autres pour définir les aspects techniques de la surveillance de l'approche écosystémique, (3) le recours aux réseaux de stations d'échantillonnage déjà en place, en tant que structures pour les réseaux d'échantillonnage de l'approche écosystémique, (4) l'utilisation des outils d'évaluation statistiques en place et l'élaboration de critères d'évaluation qui peuvent constituer une base pour évaluer les données de l'approche écosystémique, (5) l'utilisation des données existantes pour décrire la distribution de contaminants et leurs effets dans la mer, et (6) l'utilisation de séries temporelles existantes pour servir comme fondement à la surveillance contre un

objectif de « non-détérioration ». Le volume disponible de données de qualité a été confirmé et il est suffisamment important pour évaluer les tendances des concentrations de polluants.

Surveiller la pression résultant des contaminants chimiques dans le temps et dans l'espace constitue une condition *sine qua non* pour mener une évaluation quantitative de l'état écologique des mers. Les évaluations de base sont nécessaires afin de suivre les tendances et prévenir la détérioration. Les plans de surveillance doivent être proactifs plutôt que réactifs. Ils doivent également être associés à l'évaluation des risques. Les instruments de surveillance et les critères d'évaluation doivent être sensibles et comparables.

Bien que toutes les substances énumérées par le Protocole « tellurique » (**LBS**) doivent idéalement être envisagées, la surveillance dans le milieu marin peut ne pas être effectuée pour toutes ces substances, en raison de l'absence de sources ou de leurs caractéristiques physico-chimiques. C'est pourquoi, disponibilité des informations concernant les sources est cruciale pour la sélection des substances à surveiller.

En vue de l'adoption par la COP19 du Plan d'Action du Protocole Offshore¹¹ de la Convention de Barcelone, le développement et l'adoption de programmes et de procédures de contrôle de la Méditerranée pour les activités offshore sont prévus en 2016-2017, se basant, entre autres, sur le Programme Intégré d'Évaluation et de Surveillance de l'EcAp.

L'échantillonnage d'un compartiment environnemental particulier doit être fondé sur le flux, le devenir et les effets prévus de chaque polluant. Chaque compartiment du milieu marin (eau, sédiments, biote) fournit des informations spécifiques sur l'état, les tendances et les sources de pollution des substances toxiques.

L'identification des sources de pollution, d'une part, et la façon dont leurs apports qui y sont associés évoluent dans le temps, d'autre part, sont également fondamentales pour évaluer l'efficacité des stratégies d'atténuation de la pollution et orienter les efforts supplémentaires nécessaires pour atteindre le BEE. Le PNUE/PAM MED POL met en œuvre un inventaire périodique des sources et des charges de pollution due aux activités menées à terre, dans le cadre du Protocole tellurique et du Programme d'actions stratégiques (PAS) visant à combattre la pollution due aux activités menées à terre (adopté en 1997 et lancé en 2000). La base de données des sources de pollution du PNUE/PAM MED POL comporte 12 500 dossiers de charges de polluants provenant de sources industrielles et municipales, rapportés par les pays sur une période de 5 ans (données communiquées entre 2003 et 2008). Chaque dossier indique l'émission d'une substance provenant d'un secteur et un sous-secteur d'activités donné, dans une région administrative ou un pays déterminé. La base de données couvre environ 100 substances ou groupes de substances et de paramètres différents selon les lois nationales et les spécificités de développement du pays. Toutefois, certaines substances sont communes à presque toutes les émissions nationales de polluants.

¹¹ Le Protocole pour la Protection de la Mer Méditerranée contre la Pollution résultant de l'Exploration et de l'Exploitation du Plateau Continental, du fond de la mer et de son sous-sol (le Protocole Offshore). Ledit Protocole est entré en vigueur le 24 mars 2011. Selon le Plan d'Action Offshore, les Parties contractantes qui n'ont pas encore ratifié le Protocole devraient le faire d'ici 2017.

2. Stratégie de surveillance des contaminants et de leurs effets (applicable à tous les indicateurs liés aux contaminants, à savoir Indicateurs communs 11-15)

2.1. Approche fondée sur le risque et le principe de précaution

Conformément à l'approche fondée sur le risque, la surveillance doit être effectuée dans les zones côtières et marines où les contaminants chimiques se sont avérés représenter des risques importants pour les écosystèmes marins et littoral. Les données fournies par la surveillance doivent également répondre aux besoins posés par le processus de l'approche écosystémique. La surveillance doit permettre aussi d'effectuer le traitement de données statistiques nécessaires et l'analyse des données sur les tendances temporelles à long terme. La détection précoce des problèmes à venir, tels que les contaminants émergents, devrait finalement devenir partie intégrante des systèmes de surveillance à l'avenir.

Le principe de précaution exige qu'en cas de doute, les mesures de protection doivent être mises en œuvre, vu que le milieu marin, en particulier, est vulnérable en raison de l'éventuelle accumulation de contaminants dans les chaînes alimentaires spécifiques et de l'irréversibilité des effets sur les écosystèmes.

2.2. Sélectionner les sites pour la surveillance environnementale des contaminants

Le réseau des stations de surveillance dépend de l'objectif des campagnes spécifiques. La plupart des stations de surveillance font partie des mécanismes de surveillance du PNUE/PAM MED POL. On reconnaît que la haute mer et les grands fonds marins sont beaucoup moins couverts par les activités de surveillance que les zones côtières. Il est nécessaire alors d'inclure aussi des zones situées au-delà des zones côtières dans les programmes de surveillance d'une manière représentative et efficace, là où les risques justifient qu'elles soient couvertes.

Une stratégie conjointe de surveillance doit inclure des stations principales, l'étendue spatiale répartie et d'autres approches, telles que l'échantillonnage par transect, le cas échéant.

La sélection des sites de surveillance des contaminants dans le milieu marin dépend directement de l'évaluation des risques et de la portée de la surveillance :

- Les zones préoccupantes identifiées sur la base de l'examen des informations existantes et liées aux évaluations du PNUE/PAM MED POL et de la DCE.
- Les zones dans lesquelles les rejets de contaminants chimiques sont bien définis à présent ou dans l'avenir.
- Les zones extracôtières (offshore) où le risque justifie qu'elles soient couvertes (l'aquaculture, les activités pétrolières et gazières offshore, le dragage, l'exploitation minière, le déversement en mer, etc.) ;
- Les sites représentatifs à la surveillance d'autres sources atmosphériques et marines (du transport maritime).
- Les sites de référence : pour les valeurs de référence et les concentrations de fond.
- Les sites et les zones de pollution sensibles, représentatifs à l'échelle sous-régionale.
- Les sites et les zones en haute mer qui pourraient être particulièrement préoccupants.

Les sites sélectionnés doivent permettre de collecter un nombre réaliste d'échantillons (par exemple, appropriés pour l'échantillonnage des sédiments, permettant de prélever un nombre suffisant de biote pour détecter les espèces choisies pendant la durée du programme). Les outils de modélisation sont capables de fournir des informations pour déterminer le meilleur emplacement des stations de surveillance en ce qui concerne les courants océaniques et les voies d'apport.

Les Parties contractantes doivent fournir leurs lieux d'échantillonnage proposés et les raisons de la surveillance. Il est essentiel que les stratégies de surveillance soient coordonnées au niveau régional et/ou sous-régional. La coordination de la surveillance d'autres Objectifs écologiques est cruciale pour adopter des approches rentables. L'organisation de croisières en étroite coopération avec les différentes Parties contractantes pourrait présenter une option efficace.

2.3. Echelle géographique de surveillance et d'évaluation

L'échelle géographique de surveillance en vue d'évaluer le BEE et les effets des contaminants est tributaire des conditions spécifiques d'une zone qui peuvent influencer la concentration de référence des contaminants, y compris la minéralogie locale, les apports des rivières, les conditions hydrodynamiques, la texture des sédiments, etc. Une approche fondée sur le risque doit être déployée afin de suivre une procédure de dépistage visant à délimiter les zones qui seront évaluées et surveillées plus fréquemment.

Les zones qui montrent une plus grande pression de la pollution peuvent être divisées en zones plus petites à des fins d'évaluation et surveillées plus fréquemment que les eaux marines éloignées et non affectées.

La surveillance en vue d'évaluer le BEE des contaminants entièrement d'origine anthropique, tels que les composés organochlorés, peut être menée à l'échelle régionale, puisque la concentration de référence de ces contaminants est égale à zéro. Cependant, les spécificités locales dans la production et l'utilisation de ces composés (les pesticides et les composés industriels) ont créé une différence entre les sous-régions à examiner.

En outre, bien que les niveaux côtiers de polluants soient principalement affectés par des processus locaux (le débit fluvial, les points chauds côtiers), le biote en pleine mer et les sédiments sont principalement influencés par les voies régionales, voire super-régionales (le transport atmosphérique et les dépôts de polluants émis dans des régions éloignées). Ces derniers sont également utiles pour déceler les PAHs.

Sur la base des éléments précités, il serait peut-être approprié d'envisager une surveillance en vue d'évaluer un seuil régional du BEE pour les zones de haute mer et un autre pour les zones côtières.

En outre, la surveillance en vue d'évaluer le BEE des contaminants naturels, tels que les métaux lourds, peut être effectuée sur une subdivision de la sous-région en fonction des caractéristiques locales, vu que la minéralogie locale joue un rôle de grande envergure dans la définition du seuil du BEE et que les gisements de métaux se trouvent dans différents endroits de la Méditerranée.

En ce qui concerne les effets biologiques des contaminants et les déversements d'hydrocarbures (la marée noire), la surveillance en vue d'évaluer le BEE peut être menée au niveau sous-régional, voire régional, à condition que les informations appropriées soient disponibles.

En outre, pour détecter les microorganismes pathogènes dans les eaux de baignade, ce genre de surveillance peut être mené à un niveau sous-régional, voire local, en raison de la nature de la contamination microbiologique (l'impact est limité à une distance relativement courte de la source de pollution parce que les microorganismes ne survivent pas longtemps dans l'eau de mer).

2.4. Fréquence de surveillance

Les fréquences de surveillance seront déterminées par l'objectif des activités d'échantillonnage. Elles peuvent varier des échelles temporelles plus courtes pour les apports qui varient selon la saison, jusqu'aux échelles temporelles longues pour la surveillance des carottes de sédiments. Afin de déterminer les tendances en vigueur, les délais dépendront de l'aptitude à les détecter, compte tenu de la variabilité de l'ensemble du processus d'analyse et le nombre de répliquas. Il est possible de diminuer la fréquence de surveillance lorsque les séries chronologiques établies montrent des concentrations en dessous des niveaux inquiétants, sans révéler toutefois une tendance à la hausse depuis plusieurs années. Il est nécessaire d'envisager la possibilité d'établir une organisation conjointe entre les Parties contractantes et entre ou au sein des Conventions pour les mers régionales (CMR) au sujet des paramètres pluriannuels.

3. Élaboration des critères d'évaluation à la définition des valeurs limites de seuil pour la surveillance de l'état environnemental chimique des contaminants afin de détecter les contaminants et d'être en mesure de déterminer la réalisation du BEE

Le rapport du PNUE (DEPI) MED WG.394/Inf.3 sur l'élaboration des critères d'évaluation pour les substances dangereuses dans la Méditerranée présente une méthodologie pour élaborer des critères d'évaluation à la définition des valeurs limites de seuil afin de détecter les contaminants, et ce dans le but d'évaluer la réalisation du BEE dans le milieu marin de la Méditerranée par rapport à l'Objectif écologique OE9 et dans le cadre de l'application progressive de l'approche écosystémique à la gestion des activités humaines dans la Méditerranée, proposée par le PAM.

Le rapport suit une méthodologie pertinente développée par la Convention OSPAR, qui propose deux seuils à définir dans les sédiments et le biote: T0 pour définir le seuil sur des sites « vierges » et T1 pour définir le seuil entre les conditions environnementales acceptables (BEE) et inacceptables.

À travers l'utilisation de données sur la Méditerranée de la base de données du PNUE/PAM MED POL et l'application de la méthodologie de la Convention OSPAR, le rapport présente une évaluation des concentrations de référence (BC), les concentrations de référence évaluées (BAC¹²) des métaux-traces (le mercure, le cadmium et le plomb) et des contaminants organiques (les hydrocarbures chlorés et les PAH) dans les sédiments et le biote dans le bassin méditerranéen.

En ce qui concerne la définition des BAC dans les sédiments méditerranéens, le rapport indique qu'il convient de noter que peu de données étaient disponibles. Ainsi, il est nécessaire d'avoir plus de carottes datées de sédiments de différentes régions pour accroître la certitude des valeurs proposées. En outre, afin de d'examiner plus avant si la normalisation est **NdT**: la variabilité des particules sédimentaires, on doit considérer l'aluminium (Al) et le carbone organique (OC) comme des paramètres obligatoires dans le nouveau programme intégré de surveillance du PAM. Dans certaines régions du Nord-Ouest de la Méditerranée, il a été démontré que la normalisation n'est pas possible à appliquer car il n'existe aucune corrélation entre les facteurs environnementaux et les concentrations de contaminants (León et al. et al, 2014). Il sera aussi nécessaire d'étudier plus avant les différences sous-régionales en ce qui concerne le taux de sédimentation ainsi que la géocomposition des sédiments.

Le rapport précise qu'un test statistique est nécessaire pour définir la relation entre BC et BAC, en tenant compte de la variabilité des données communiquées sur les Matériaux de référence certifiés (les sédiments et le biote), utilisés par des laboratoires méditerranéens dans des essais de compétence et

¹² Les concentrations de référence évaluées (BAC) sont des outils statistiques définis en relation avec les concentrations de référence (BC), qui permettent l'examen statistique pour déterminer si les concentrations observées peuvent être envisagées comme étant proches des concentrations de référence. Les concentrations observées sont estimées être "proches des concentrations de référence" si la concentration moyenne est statistiquement en dessous du BAC correspondant d'une manière significative.

dans des exercices d'interétalonnage. Un test statistique, tel que décrit dans le texte du rapport, sur le programme de surveillance du PNUE/PAM MED PO n'est pas encore disponible à ce stade-ci. Mais le rapport indique également que les relations définies par la Convention OSPAR entre BC et BAC au sujet des métaux dans les sédiments, les poissons et les crustacés pour évaluer les niveaux de BAC pourraient être adoptées. Pour les sédiments et les crustacés, BAC équivaut donc à 1,5 x BC, et pour les poissons, BAC = 2 x BC. Toutefois, ce rapport déclare qu'il est recommandé d'effectuer un test statistique pour évaluer la précision des programmes de surveillance du PNUE/PAM MED POL (par pays).

De plus, le rapport indique que, compte tenu de l'évaluation statistique de la base de données du PNUE/PAM MED POL, effectuée dans le rapport, et de la grande variabilité des niveaux de concentration, il est essentiel de procéder à un examen de contrôle de la qualité des ensembles de données afin de mieux évaluer les valeurs de BAC.

Considérant la définition des critères d'évaluation de la Méditerranée au sujet du biote à l'aide de la base de données du PNUE/PAM MED POL, le rapport souligne qu'il est biologiquement inapproprié d'évaluer les niveaux absolus de métaux de BC, BAC et les Critères de l'Évaluation environnementale (CEE) dans une certaine espèce à partir des niveaux parallèles d'une espèce même très semblable. Les niveaux de BC et BAC ont par conséquent été calculés/évalués dans le rapport d'une manière générale, conformément aux procédures surveillées par la Convention OSPAR.

Le rapport indique aussi que dans les évaluations proposées de la Convention OSPAR, certains critères de EAC n'ont pas été utilisés, particulièrement parce qu'ils sont inférieurs aux BAC de la Convention OSPAR. Les EAC pour le Cd et le Pb dans les sédiments, le Hg dans les moules et le Hg et le Cd dans les poissons sont en dessous des concentrations BACs correspondantes. En outre, les concentrations de référence (BC) et les concentrations de référence évaluées (BAC) pour détecter la présence de métaux-traces dans les sédiments sont normalisées à 5% d'aluminium alors que les critères proposés de EAC sont normalisés à 1% de carbone organique. Il a été conclu par la Convention OSPAR que les EAC conçus pour détecter les PAH ou les métaux-traces dans les sédiments et pour les métaux ou les CBs dans le biote ne peuvent pas être utilisés pour décrire le seuil (T1) entre les conditions environnementales acceptables (BEE) et inacceptables. Par conséquent, lorsque les EAC n'ont pas été recommandés, des approches alternatives à des critères appropriés pour l'évaluation des données sur les concentrations de contaminants dans les sédiments et le biote ont été appliquées (comme indiqué dans le tableau 9.1) :

- Pour la Transition (T0) qui représente une évaluation indiquant que les concentrations doivent atteindre les concentrations de référence, ou même se situer près de ces ratios, les BAC sont utilisées par la Convention OSPAR.
- Pour les transitions (T1), les critères d'évaluation étaient les valeurs ERL (*Effects Range Low*¹³) des PAH et des métaux-traces dans les sédiments.
- C'est une tâche exigeante de déterminer les niveaux réels des EAC en général, et aussi selon les documents fournis par la Convention OSPAR. Par conséquent, les niveaux alimentaires acceptables maximaux de la CE (règlement de la Commission (CE) n° 1881/2006) sont utilisés par la Convention OSPAR (l'évaluation du rapport QSR2010), jusqu'à ce qu'une approche appropriée soit disponible pour les critères d'évaluation afin de détecter les métaux dans les biotes.

¹³ Les *Effects range low* (ERL) et *effects range median* (ERM) sont les concentrations chimiques spécifiques observées grâce aux analyses de toxicité biologique compilées et à l'échantillonnage synoptique des sédiments marins. Ces valeurs numériques forment les lignes directrices de la qualité des sédiments, développées par Long et Morgan pour le Programme national des États et des Tendances (National Status & Trends Program) de la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), qui constituent des outils informels dans le dépistage des sédiments. Les ERL et ERM sont considérés comme des directives qui aident à classer le spectre de concentrations dans les sédiments dans lequel les effets sont rarement observés ou prévus (en dessous de la valeur ERL) et le spectre au-dessus duquel les effets sont généralement ou toujours observés (au-dessus de la valeur ERM). Ces directives sont utilisées pour dépister les sédiments afin de détecter la présence de métaux-traces et de contaminants organiques.

En outre, il est à noter qu'il y a eu des expériences en Méditerranée dans lesquelles le ERL a été adopté comme seuil pour T1, car il n'était pas possible de normaliser le COT dans les sédiments en raison de la faible teneur en COT.

Tableau 3. Les points de transition pour l'évaluation des contaminants présents dans les sédiments et le biote, appliqués par OSPAR (OSPAR 2009).

Contaminant	Point de transition	Sédiment	Biote
Hg, Cd, Pb	T ₀	BAC	BAC
Hg, Cd, Pb	T ₁	ERL	EC
PAHs	T ₀	BAC	BAC
PAHs	T ₁	ERL	EAC
PCBs	T ₀	BAC	BAC
PCBs	T ₁	EAC	EAC
Σ7CBs ICES	To	BAC	-
Σ7CBs ICES	T1	ERL	-
Lindane	To	BAC	BAC
Lindane	T1	ERL	EAC
HCB	To	BAC	BAC
HCB	T1	ERL	-
pp-DDE	T0	BAC	BAC
pp-DDE	T1	ERL	
α-HCH	T0	-	BAC
α-HCH	T1	ERL	-
Dieldrin	T0	BAC	-
Dieldrin	T1	ERL	

3.1. Procédure à suivre pour surveiller la réalisation du BEE afin de déceler la présence de contaminants dans le milieu marin de la Méditerranée

Les recommandations et les informations présentées dans le rapport exigent de les respecter et d'en faire usage en vue d'établir une procédure à suivre pour surveiller la réalisation du BEE afin de déceler la présence de contaminants. Ceci, entre autres, impliquerait plus de travail au sein des groupes d'experts désignés par les Parties contractantes, pour la réactualisations des BACs actuels et en particulier pour la mise en en place des EACs pour détecter les contaminants dans le biote au niveau sous-régional.

En attendant que les EACs soient définis pour identifier des principales substances préoccupantes, une approche à deux volets pourrait être adoptée pour appuyer la surveillance de l'évaluation du BEE: i) une valeur de seuil au BEE pourrait être établie en utilisant des concentrations provenant des zones relativement non polluées à un niveau sous-régional, et ii) une tendance à la baisse doit être observée à partir des valeurs de base qui représentent le niveau réel de la concentration des contaminants qui

dépassent les concentrations de fond (BACs).. Le BEE pourrait ainsi être défini pour détecter les métaux toxiques (Hg, Cd, Pb), les composés organiques chlorés et les PAHs, dont les données de surveillance existantes grâce à l'exécution des programmes de surveillance.

Surveillance des tendances temporelles

La surveillance du milieu marin implique l'observation à répétition à des fins précises, d'un ou de plusieurs éléments du milieu marin, selon un calendrier spatial et temporel préétabli à l'aide de méthodologies comparables. La surveillance des tendances temporelles commence avec l'objectif de détecter les tendances de concentrations dans le but de surveiller l'efficacité des mesures de contrôle prises sur les sites pollués. Les tendances des niveaux de polluants ou de contaminants, en général, sont également considérées comme des indicateurs « d'état » de la pollution et sont incluses dans la plupart des programmes de surveillance régionaux afin de fournir des apports aux évaluations de l'état du milieu marin.

Les sédiments de surface et le biote peuvent être utilisés pour reconnaître les tendances temporelles possibles des métaux-traces et des composés organochlorés, les HAPs et ceux accumulés dans ces matrices. **NdT** : dans le milieu marin et peuvent, par conséquent, constituer un outil de valeur pour l'évaluation de l'efficacité des mesures de contrôle prises sur les sites pollués et pour l'évaluation d'état également. Cependant, la variabilité des données peut être affectée par plusieurs facteurs, autres que les apports de contaminants, à savoir celles liées à l'échantillonnage et à la représentativité des échantillons prélevés. Dans tous les cas, la première condition est la disponibilité de séries de données pour une période assez longue, de sorte que les programmes de surveillance à long terme soient maintenus dans le temps.

Lors de l'examen et de l'analyse entrepris en 2005 au cours des Activités de surveillance du PNUE/PAM MED POL à la Phase III (UNEP (DEC)/MED WG 282/3) qui forment une évaluation de la base de données du PNUE/PAM MED POL pour la surveillance des tendances des contaminants, le rapport a conclu que les objectifs du programme du PNUE/PAM MED POL – Phase III, établis au préalable, n'avaient pas permis d'obtenir la tendance temporelle d'aucun contaminant sélectionné sur un site déterminé. Cela était essentiellement dû aux diverses difficultés rencontrées dans l'analyse des données, en particulier lorsque la normalisation a été conçue pour réduire la variance de l'ensemble de données en prenant en compte les différences dans la morphologie (par exemple, la granulométrie des sédiments) ou la composition (par exemple les graisses présentes dans les tissus) des échantillons. Les métaux-traces sélectionnés et les contaminants organiques seront fortement co-variables avec ces facteurs¹⁴.

Un deuxième aspect à considérer est le laps de temps nécessaire à l'évaluation des tendances.

En général, la première évaluation des tendances temporelles sur des organismes marins sessiles peut être effectuée avec des ensembles de données des programmes en cours depuis plus de cinq ans. L'utilisation des sédiments nécessite toujours un laps de temps plus long (>10 ans) pour mettre en évidence et évaluer les variations importantes. Cependant, dix ans après le lancement du programme de surveillance, certains pays n'ont pas encore de données valides et continues qui couvrent au moins cinq ans.

L'analyse de 2011 des activités et des données de surveillance de la tendance pour le programme PNUE/PAM MED POL-Phase III et IV (UNEP (DEPI) MED365/Inf.5) a conclu que, malgré la forte amélioration perçue suite à la dernière évaluation des données de tendance en 2009, certains problèmes ont été identifiés, portant principalement sur l'absence de surveillance pour poursuivre la stratégie d'échantillonnage déclarée. La partie la plus faible du programme reste le transfert et la manipulation de données. Pour remédier à ces problèmes, le rapport indique que les pays concernés sont invités à rédiger un manuel détaillé du programme dans lequel toutes les questions liées à la

¹⁴ Un manuel révisé sur l'échantillonnage et l'analyse des sédiments a été adopté en 2006 (UNEP (DEC) MED WG.282/Inf.5/Rev.1.)

réalisation d'un programme réussi seront abordées. Un tel manuel comprendrait les objectifs du programme et une approche méthodologique détaillée pour maintenir, avec succès, le programme au fil du temps (le positionnement, l'échantillonnage, les méthodes et l'élaboration, l'échange et la présentation des données, etc.).

Du point de vue de la surveillance des tendances, le rapport précise que la meilleure stratégie d'échantillonnage commence toujours par la collecte des meilleures informations sur la variance d'échantillonnage, ce qui entraîne une détermination importante de la tendance sous-jacente. En fait, il est recommandé d'éviter la mise en commun chaque fois que c'est possible, mais la stratégie proposée pour les petits organismes, particulièrement les mollusques dont la taille ne suffit pas toujours pour toutes les analyses, consiste à utiliser 5 échantillons avec 15 prélèvements mis en commun ou un nombre d'échantillons mis en pools qui garantit la quantité nécessaire d'échantillons pour effectuer toutes les analyses chimiques. Si un organisme d'échantillonnage, principalement des poissons, fournit suffisamment d'échantillons pour toutes les analyses, l'utilisation de 15 à 25 échantillons (de préférence) est appropriée dans le cas où les variances sous-jacentes ne sont pas connues. L'échantillon doit être prélevé de manière stratifiée de longueur : diviser la distribution de taille en trois ou cinq classes (suivant l'échelle logarithmique et la taille : MG -1 cm ; MB -2 cm) et sélectionner la classe centrale ; la même classe de taille doit toujours être échantillonnée.

4. Surveillance des effets biologiques

La surveillance des effets biologiques est considérée comme un élément important dans les programmes visant à évaluer la qualité de l'environnement marin, vu qu'une telle surveillance cherche à démontrer les liens entre les contaminants et les réponses écologiques. La surveillance des effets biologiques peut ainsi être utilisée dans le but d'indiquer la présence de substances ou d'associations de substances, qui n'ont pas été préalablement considérées comme préoccupantes et d'identifier les régions ayant une qualité environnementale réduite.

Les biomarqueurs comprennent une variété de mesures de réponses moléculaires, cellulaires et physiologiques spécifiques des espèces-clés face à l'exposition aux contaminants. Une réponse-réaction indique, généralement, soit une exposition aux contaminants, soit une aptitude physiologique compromise. Le défi est d'intégrer les réponses individuelles des biomarqueurs dans un ensemble d'outils et d'indices qui seront capables de détecter et de surveiller la dégradation de la santé d'un type particulier d'organisme-sentinel.

L'utilisation des biomarqueurs est relativement nouvelle par rapport à la surveillance chimique traditionnelle. Même aujourd'hui, ces biomarqueurs qui sont considérés comme bien compris n'ont souvent pas d'archives historiques ni de gestion de données simple, qui soient adéquates pour l'évaluation des risques et la surveillance régulière. Certains résultats ont été obtenus au cours des vingt dernières années grâce à des projets de recherche individuels ou des programmes nationaux ou internationaux dans les eaux marines (BIOMAR, le Programme BEEP, le Programme de la COI-OMI qui a trait à l'Étude mondiale de la pollution dans le milieu marin, financé par le PNUE).

Malgré l'important principe qui sous-tend le concept de biomarqueur, à savoir la réponse aux impacts écologiques, il n'y a que peu d'exemples de mesures de biomarqueurs directement liées aux niveaux des réponses écologiques. Cependant, il existe de nombreux exemples révélateurs de problèmes écologiques, à savoir, qui agissent comme des signaux d'alerte d'éventuels problèmes à venir, et qui ont été démontrés par le passé (Demetrio et al., 2003; Martínez-Gómez et al., 2010; Fernández et al., 2011)..

La surveillance des effets biologiques doit être coordonnée à la surveillance des contaminants chimiques de façon rentable, par des échantillonnages sur le terrain lorsque possibles, dans le même laps de temps.

L'évaluation intégrée (effets biologiques et mesures chimiques) ne doit couvrir que peu de stations en incluant, au moins :

- Sites de référence : pour les valeurs de référence et les concentrations de fond
- Sites préoccupants identifiés sur la base de la révision des données existantes associées aux évaluations de MED POL, DCE et DCSMM
- Sites/aires représentatifs sensibles à la pollution à l'échelle sous-régionale

La stratégie d'échantillonnage et d'analyse doit inclure, si possible :

- L'échantillonnage et l'analyse des mêmes tissus et individus/populations que la surveillance chimique
- L'échantillonnage d'individus pour les effets biologiques d'un même site/aire que ceux utilisés pour l'analyse chimique dans le même temps
- L'échantillonnage de sédiments en même temps et sur le même site que pour la collecte du biote (poissons)

Dans toutes les stations, la biométrie (taille/longueur, âge), les paramètres biologiques tels que l'indice de condition (moules), le facteur de condition, l'indice gonado-somatique, l'indice hepato-somatique (poissons) et les données sur la température, la salinité et l'oxygène dissous de l'eau ambiante doivent également être enregistrées.

Pour une gestion intégrée des données de biomarqueurs, un Système expert a été développé à l'Université de Piemonte Orientale, en Italie (**DiSAV**) dans le cadre du programme de l'UE, **BEEP** (les Effets biologiques des polluants environnementaux). La fonction du Système expert consiste à classer le niveau du syndrome de stress provoqué par les polluants en intégrant les données obtenues à partir des biomarqueurs suivants :

- a) Les biomarqueurs d'alerte précoce : ce sont des biomarqueurs sensibles du stress ou de l'exposition, qui révèlent les effets des polluants au niveau moléculaire et/ou cellulaire.
- b) Les biomarqueurs de stress, aptes à révéler le développement du syndrome de stress au niveau des tissus ou des organes : des biomarqueurs histologiques, mais aussi des biomarqueurs biochimiques, tels que la GST (glutathion transférase), un test récemment développé (c'est-à-dire l'évaluation de la GST libérée par les cellules, qui est présente dans l'hémolymphe des mollusques).
- c) Les biomarqueurs du stress au niveau de l'organisme : ce sont des biomarqueurs capables de montrer que le syndrome de stress a diminué la capacité de survie et/ou de croissance et de reproduction des moules (tel que le stress sur la réaction au stress, la marge de croissance, les modifications des gonades et gamètes, l'index de survie).

Une bonne interprétation du développement du syndrome de stress par le système expert dépend de la possibilité d'utiliser des biomarqueurs de stress qui soient capables d'intégrer les effets toxiques des polluants au cours d'une période suffisante de mise en cage. Parmi ceux-ci, on trouve les biomarqueurs qui montrent une tendance caractérisée par une augmentation ou une diminution continue de la valeur du paramètre choisi (comme la stabilité de la membrane lysosomale, l'accumulation lysosomale de lipofuscine, l'accumulation lysosomale de lipides neutres, la fréquence de micronoyaux) par rapport à une augmentation de la toxicité. De plus, le système expert tient en compte des interférences possibles entre les différents biomarqueurs.

Cependant, la représentation de l'évaluation ne fournit pas toutes les données et il est donc difficile d'identifier les déterminants qui pourraient être en cause lors du résultat final concernant le syndrome de stress. Vu les différentes étapes d'évaluation, il est aussi difficile de remonter dans le temps afin d'identifier les mesures de contaminants ou d'effets potentiellement dangereux ou même les sites qui contribuent aux mauvais résultats régionaux.

Mis à part le système expert, différents indices ont été élaborés afin d'évaluer les réponses biologiques liées aux contaminants en fusionnant les résultats obtenus avec différents biomarqueurs, tels que l'IBR (Integrated Biomarker Response) (Belaieff and Burgeot, 2002), l'indice d'état de santé (Health Assessment Index (HAI)) (Adams et al., 1993), l'indice d'évaluation des effets biologiques (Bioeffect Assessment Index) (Broeg et al., 2005), et l'indice biomarqueur intégré (Integrative Biomarker Index) (Marigómez et al., 2013). Différents modèles sont maintenant disponibles en Méditerranée qui permettent l'élaboration de différentes typologies de données selon l'approche des 5 catégories, et de les agréger ensuite pour une évaluation finale, toujours sur la base des 5 catégories (Benedetti et al., 2012).

Les mollusques (principalement les moules, les espèces *Mytilus*) et les poissons (les espèces *Mullus*, *Platichthys flesus* L., *Zoarces viviparus*, *Perca*) de populations naturelles ont été utilisés en tant qu'organismes-sentinelles dans les programmes ordinaires de biosurveillance, tant au niveau national qu'au niveau international (Le programme de biosurveillance du PNUE/PAM MED POL, la Convention OSPAR, l'accord RAMOGE, etc.) „, bien que d'autres projets de recherche sous-régionaux et nationaux effectués ces dernières années aient aussi utilisé la mise en cage de moules (Projets RINBIO; MYTILOS, MYTIMED, etc). Des périodes d'exposition de plusieurs mois sont nécessaires pour évaluer la bioaccumulation des contaminants organiques les plus tenaces et pour révéler leurs effets chroniques subtils sur les organismes. La mise en cage de moules peut s'avérer utile pour évaluer certaines réponses biologiques précoces, mais elle ne peut pas se substituer aux programmes de biosurveillance qui s'appuient sur le prélèvement de moules dans les populations naturelles. L'expérience a démontré que l'utilisation de la mise en cage des moules dans le cadre de programmes de biosurveillance à grande échelle implique la mise en œuvre d'une stratégie plus onéreuse que l'utilisation de moules prélevées dans leurs populations d'origine car elle nécessite d'organiser au moins deux campagnes de prélèvements sur le terrain et que la récupération des cages ne peut être garantie. L'utilisation de la mise en cage aux fins du suivi des effets peut cependant être utile dans le cadre d'études environnementales à court terme, autour des « points chauds » par exemple.

Alors que l'utilisation des poissons dans les programmes de surveillance des effets biologiques, la prise en considération de la position-clé de ces organismes dans la chaîne trophique et leur valeur commerciale élevée s'avèrent nécessaires, leur utilisation déjà à un stade initial du programme de surveillance à l'échelle régionale présenterait certains problèmes, y compris les difficultés rencontrées dans les expériences de mise en cage avec les poissons, et, d'une manière plus importante, le coût de l'échantillonnage, de la mise en cage et du transport. Cependant, les prélèvements sur le terrain afin d'évaluer les niveaux de contaminants chez les poissons pourraient être intégrés et coordonnés avec l'échantillonnage d'autres tissus (foie, sang, gonades, cerveau, etc) et ainsi remplacer la mise en cage à l'avenir pour l'évaluation des effets biologiques chez les poissons dans les populations naturelles. Leur inclusion dans le programme de surveillance intégré n'est donc pas prévue dans la phase initiale, mais peut être envisagée ultérieurement.

Les mollusques ont été choisis comme bioindicateurs en raison de leur large répartition géographique, leur disponibilité directe sur le terrain et à travers l'aquaculture, et leur utilisation dans les expériences de la mise en cage tout au long du littoral.

Dans le cadre du PNUE/PAM MED POL – Phase IV, il a été décidé d'appliquer une approche à deux volets, à l'aide de mollusques en cage :

- Le premier volet comprendrait un biomarqueur unique, à savoir la stabilité de la membrane lysosomale et la mortalité.
- Le second volet comprendrait un ensemble de biomarqueurs, y compris l'activité de l'acétylcholinestérase, les fréquences des micronoyaux, l'accumulation de lipofuscine, l'accumulation de lipides neutres, le stress oxydatif, la teneur en métallothionéine, la prolifération des peroxysomes, le rapport entre le lysosome et le cytoplasme et l'accent sur le stress.

Un exercice d'interétalonnage financé par le PNUE/PAM MED POL a été organisé en 2010 par DiSAV avec la participation de 11 laboratoires méditerranéens de 8 pays (la Croatie, l'Égypte, la Grèce, l'Italie, la Slovénie, l'Espagne, la Syrie et la Tunisie) et 3 laboratoires non méditerranéens (la Norvège et le Royaume-Uni, de la région de la Convention OSPAR). Les résultats de cet exercice ont montré une excellente performance de tous les laboratoires lors de la mesure de la stabilité de la membrane lysosomale et une très bonne performance lors de la mesure de la teneur en métallothionéine. De plus, un cours de formation sur la mesure de deux biomarqueurs (la stabilité de la membrane lysosomale et la fréquence des micronoyaux) a également été organisé par DiSAV en Alessandria, Italie, en 2010, avec la participation de 15 scientifiques de 10 pays (l'Algérie, la Croatie, l'Égypte, la Grèce, l'Italie, le Maroc, la Slovénie, l'Espagne, la Tunisie et la Turquie) et avec la contribution de plusieurs scientifiques du ICES-OSPAR (du Royaume-Uni).

Compte tenu du travail déjà réalisé, des résultats des exercices d'interétalonnage et de la publication des documents pertinents rédigés par les scientifiques méditerranéens qui sont impliqués dans le programme PNUE/PAM MED POL sur la surveillance des effets biologiques, un réseau de laboratoires a été établi dans la région méditerranéenne ayant la capacité d'effectuer des activités de biosurveillance en conformité avec les nouvelles exigences en matière de surveillance qui seront définies dans le cadre de l'Approche écosystémique sur la gestion des activités humaines dans le bassin méditerranéen.

Parmi les biomarqueurs proposés du second volet, le biomarqueur de la fréquence des micronoyaux est le seul à pouvoir indiquer la présence de substances chimiques génotoxiques dans l'environnement, en particulier dans des sites fortement pollués par des hydrocarbures aromatiques polycycliques et dans des organismes qui peuvent aussi être considérés comme des fruits de mer. Compte tenu de l'inquiétude croissante causée par la présence de génotoxines dans la mer, l'application des essais cytogénétiques à des espèces écologiquement pertinentes offre la possibilité d'effectuer de premiers tests sur la santé en matière de l'exposition aux contaminants. L'activité de l'acétylcholinestérase constitue un biomarqueur avec un bon rapport coût-efficacité, qui détecte les effets neurotoxiques des polluants, particulièrement les pesticides, et qui peut être appliqué avec des instruments disponibles dans les laboratoires des Parties contractantes. Sa réactivité a également été démontrée sur de divers autres groupes de substances chimiques présentes dans le milieu marin, y compris les métaux lourds et les hydrocarbures. Les études de laboratoire et les études de terrain ont démontré l'applicabilité de la survie anoxique/aérienne comme un indicateur d'alerte précoce du stress provoqué par les contaminants. La réduction de la survie dans l'air où le stress s'ajoutant au stress (SoS) est une simple réponse à bas coût de l'ensemble de l'organisme et peut montrer les altérations provoquées par les polluants dans la physiologie d'un organisme qui rend l'animal plus sensible aux changements environnementaux supplémentaires. Les mollusques bivalves peuvent survivre pendant une longue période dans l'air. Mais les individus, stressés en raison de l'exposition, au préalable, aux polluants, ont expérimenté une plus grande mortalité que les contrôles ou les individus collectés à partir d'un site référence. La méthode visant à déterminer le SoS dans les moules a été appliquée d'une manière routinière aux moules exposées à des substances toxiques dans des études de laboratoire et à des moules collectées dans le cadre des programmes de surveillance nationaux d'environnements pollués et selon des gradients de pollution. Cependant, vu le nombre d'échantillons à analyser et les installations disponibles dans les laboratoires des Parties contractantes, il est possible de déterminer le meilleur nombre d'autres biomarqueurs de ce type qui seront progressivement introduits dans le programme de surveillance des effets biologiques. Tout en reconnaissant qu'il n'y a pas beaucoup de techniques propres à chaque contaminant qui permettent de mesurer les réponses et les réactions à l'intérieur des organismes marins lorsqu'ils sont exposés à des contaminants spécifiques, la technique spécifique la plus largement utilisée est la mesure des effets des TBT (imposex) sur les gastéropodes, dans laquelle un lien de cause à effet a été mis en place. Il est possible d'utiliser les informations disponibles concernant les seuils des TBT pour atteindre le BEE, provenant d'autres régions (Davies and Vethaak, 2012) afin de proposer des seuils d'effets similaires pour la Méditerranée.

En général, la surveillance des effets biologiques relatifs aux contaminants doit être coordonnée avec la surveillance des contaminants chimiques à un coût rentable, effectuant des échantillonnages, quand c'est possible, dans le même cadre temporel.

4.1. Évaluation des effets biologiques

Similairement aux concentrations des contaminants, ICES/OSPAR a proposé deux/trois catégories pour évaluer les effets biologiques observés, en utilisant deux critères d'évaluation : BAC et EAC (Davies et al., 2012). Évaluer les réponses des biomarqueurs par rapport aux critères BAC et EAC permet d'établir si les réponses mesurées sont à des niveaux qui ne causent pas d'effets biologiques délétères, à des niveaux où les effets biologiques délétères sont possibles ou à des niveaux où il est probable que les effets biologiques délétères soient à long terme. Dans le cas des biomarqueurs d'exposition, seuls les BAC peuvent être estimés alors que les biomarqueurs d'effets BAC et EAC peuvent être établis. Toutefois, contrairement aux concentrations de contaminants dans les matrices environnementales, les réponses biologiques ne peuvent être évaluées contre des valeurs directrices, compte non tenu des facteurs, tels les espèces, le genre, l'état de maturation, la saison et la température.

Il est prévu, dans les années à venir, que l'étendue des groupes d'experts consiste à préparer un manuel adapté pour établir les BAC et, le cas échéant, formuler des EAC pour des biomarqueurs sélectionnées parmi les espèces méditerranéennes.

Parmi les défis de l'évaluation de l'état de santé des organismes utilisant les critères d'évaluation, on trouve la stratégie visant à intégrer les résultats à variables multiples obtenus. L'approche récemment développée par l'ICES a été basée sur une évaluation de réponses uniques par les critères d'évaluation, pour les noter ensuite dans le cadre d'un processus à plusieurs étapes pour parvenir à une évaluation finale de risques (Davies and Vethaak, 2012).

5. **Surveillance des événements de pollution aiguë pour effectuer la quantification des déversements chimiques aigus, en particulier le pétrole et ses produits, sans exclure les autres (Indicateur commun 13 : Occurrence, origine (si possible), étendue des événements de pollution aiguë)**

L'Approche écosystémique du PAM vise à protéger l'environnement et le PNUE/PAM-Convention de Barcelone et son Protocole « Prévention et situations d'urgence » vise à protéger l'environnement contre les déversements pétroliers et chimiques à l'aide d'une couverture cohérente et d'un niveau de protection égal sur tout le bassin de la Méditerranée. Le Centre régional méditerranéen pour l'intervention d'urgence contre la pollution marine accidentelle (**REMPEC**) est responsable de la prévention, de la préparation et de l'intervention concernant la pollution marine. À cet égard, la base de données du Centre sur les alertes et les accidents dans la mer Méditerranée contient des données sur les accidents qui provoquent ou peuvent provoquer une pollution de la mer par les hydrocarbures (depuis 1977) et par d'autres substances nocives (depuis 1989).¹⁵

Certes, les dispositions existantes ne pourraient laisser place à aucun chevauchement ou double travail, mais les orientations sur la surveillance intégrée doivent ici faire en sorte que tous les aspects soient couverts par les différentes structures, que les informations de surveillance soient échangées entre les réseaux et que le potentiel d'une surveillance intégrée avec un bon rapport coût-efficacité soit exploité.

L'objectif opérationnel contient deux critères différents :

- La présence, l'origine, l'étendue.
- L'impact sur le biote physiquement touché.

Les critères d'évaluation pour analyser l'imposex chez les gastéropo

Les efforts de surveillance peuvent donc utiliser les méthodes suivantes pour la quantification :

- La quantification des déversements d'hydrocarbures et d'autres substances chimiques et leur ampleur à travers l'observation et la présentation des rapports.
 - Les images radar satellite, l'observation de l'avion et les approches d'imagerie.
 - La surveillance des déversements des hydrocarbures jusqu'à leur source par la modélisation à postériori.
 - L'identification des empreintes grâce à l'analyse chimique (GC-MS) et à l'aide de la comparaison avec toute source possible.

La structure organisationnelle selon laquelle la surveillance des déversements d'hydrocarbures ou d'autres substances chimiques est opérée en vertu de la Convention de Barcelone est le REMPEC. Les États côtiers méditerranéens qui sont des Parties contractantes au Protocole 2002 de la Convention de Barcelone relatif à la prévention et les situations critiques, se sont engagés (selon l'article 9 dudit Protocole) à s'informer mutuellement, directement ou par l'intermédiaire du Centre régional (c.à.d. le REMPEC) au sujet de :

(a) tous les accidents qui causent ou peuvent causer une pollution de la mer par les hydrocarbures et par toute autre substance nocive ;

(b) la présence, les caractéristiques et l'étendue des nappes d'hydrocarbures ou d'autres substances nocives repérées en mer et qui sont susceptibles de présenter une menace grave et imminente pour le milieu marin, pour les côtes ou les intérêts connexes d'une ou de plusieurs Parties ;

(c) leurs évaluations et toute action entreprise ou prévue pour lutter contre la pollution ;

(d) l'évolution de la situation.

En ce qui concerne leurs obligations en vertu de l'article 9 précité du Protocole relatif à la prévention et les situations critiques, les Parties contractantes à la Convention de Barcelone ont adopté, lors de leur 5e réunion ordinaire, la directive relative à la coopération en matière de la lutte contre la pollution de la mer Méditerranée (PNUE/IG. 74/5, PNUE/PAM, 1987) qui recommande aux Parties d'informer le REMPEC d'au moins tous les nappes ou les rejets d'hydrocarbures qui dépassent les 100 mètres cubes.²⁹

L'Article 18 du Protocole de la Convention de Barcelone sur la Production de la mer Méditerranée contre la Pollution résultant de l'Exploration et de l'Exploitation du Plateau continental, du Fond marin et de son Sous-Sol, stipule que, dans les cas d'urgence, les Parties contractantes sont tenues d'appliquer mutatis mutandis les dispositions du Protocole d'Urgence.

Tandis que les Parties contractantes sont liées par les obligations de la surveillance susmentionnée, les données soumises au REMPEC sont toujours rares. Ainsi, l'objectif principal durant la phase initiale de la surveillance intégrée consiste à renforcer les efforts de surveillance afin de s'acquitter de cette obligation existante.

Au même moment, pour développer davantage le Programme de surveillance et d'évaluation intégrées, il est recommandé d'analyser de plus près les liens entre les événements de pollution aiguë et leurs effets sur le biote et développer des critères d'évaluation spécifiques.

²⁹ <http://www.rempec.org/admin/store/wyswimg/file/News/Forthcoming%20Meetings/MEDEXPOL2013/E-%20Reference%20Documents/E-%20REMPEC%20-%20Guidelines%20for%20co-operation%20in%20combating%20marine%20poll%20in%20the%20med.pdf>

6. Surveillance des contaminants dans les poissons et autres fruits de mer destinés à la consommation humaine (Indicateur commun 20 : concentrations effectives de contaminants ayant été décelés et nombre de contaminants ayant dépassé les niveaux maximaux réglementaires dans les produits de la mer de consommation courante)

Substances à surveiller

La surveillance des contaminants dans les biotes destinés à la consommation humaine mesure uniquement les contaminants dans les poissons et les autres fruits de mer auxquels certaines limites réglementaires ont été imposées dans les réglementations nationales et internationales pour des raisons de santé publique³⁰. La portée d'une augmentation de certains contaminants dans le milieu marin à travers l'analyse des tendances doit être considérée comme un élément important pour l'inclusion dans la surveillance des fruits de mer. De même, lorsque les résultats de la surveillance des contaminants dans le milieu marin indiquent une très faible probabilité de concentrations élevées dans les poissons et les fruits de mer qui sont destinés à la consommation humaine, il n'est pas justifié d'effectuer davantage de surveillance sur ces produits.

La surveillance doit au moins examiner les contaminants suivants pour lesquels des limites réglementaires ont été fixées : les métaux lourds (le plomb, le cadmium et le mercure), les hydrocarbures aromatiques polycycliques, les dioxines (y compris les PCB de type dioxine). En outre, d'autres contaminants de pertinence doivent être identifiés.

Les espèces

Le choix des espèces à utiliser pour la surveillance doit tenir compte des critères suivants :

- Les espèces dans lesquelles certaines classes de contaminants sont plus susceptibles à s'amplifier et à s'accumuler biologiquement.
- Les espèces représentatives des différents niveaux ou habitats trophiques.
- Les espèces représentatives pour l'ensemble de la (sous-)région.
- Les espèces représentant les habitudes de consommation.

En outre, il serait souhaitable, afin de faciliter la comparaison des résultats de surveillance entre les (sous-)régions, de choisir un nombre limité d'espèces cibles parmi les espèces de poissons et d'autres fruits de mer les plus consommées.

Prélèvement d'échantillons

Seuls les produits non transformés doivent être échantillonnés à cet effet. Un élément-clé consistera à analyser les fruits de mer dans la mer à des endroits bien connus. La surveillance des contaminants dans les fruits de mer est menée par les autorités compétentes, qui sont souvent différentes des autorités en charge de l'application de l'EcAp et des activités de surveillance qui y sont associées. Dans ce cas-là, il faut fortement encourager la coopération avec les autorités et les organes environnementaux en charge de la surveillance de la santé. Les sujets de coordination sont les suivants :

- Fournir des informations sur l'origine des échantillons : Le prélèvement d'échantillons des poissons et des fruits de mer ne sera effectué à ce stade que lorsque toutes les conditions nécessaires (par exemple, éviter la contamination croisée, la traçabilité à la (sous-)région, etc.) peuvent être assurées.
- Explorer les synergies dans la surveillance des grands prédateurs marins.

³⁰ Vous pouvez consulter une liste des concentrations maximales des contaminants dans les aliments, fixée par la Commission du Codex Alimentarius et de l'OAA/OMS, sur : http://ftp.fao.org/codex/Meetings/cccf/cccf7/cf07_INFe.pdf

- Échanger les informations sur les données, les approches et les méthodologies entre les institutions chargées de la surveillance de l'environnement et des institutions chargées de la surveillance des risques pour la santé humaine.

7. Surveillance de la pollution microbiologique (Indicateur commun 21 : pourcentage de relevés de la concentration d'entérocoques intestinaux se situant dans les normes instaurées)

Étant donné que la Méditerranée continue d'attirer chaque année un nombre toujours croissant de touristes locaux et internationaux qui, parmi leurs activités, utilisent la mer à des fins récréatives, la question de la surveillance de la pollution microbiologique potentielle revêt une importance particulière. Même si la situation générale s'est considérablement améliorée dans plusieurs parties de la région avec la mise en place d'usines de traitement des eaux usées et la construction d'émissaires, cette question reste une cause de préoccupation majeure dans un certain nombre de domaines, où la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives doit être régulièrement surveillée.

Les lignes directrices révisées de la Méditerranée pour les eaux de baignade ont été formulées en 2007 sur la base des directives de l'OMS pour « la sécurité des eaux de baignade » et de la directive de la CE pour « les eaux de baignade ». La proposition a été formulée dans le but de fournir des critères et des normes actualisés qui peuvent être appliqués dans les pays méditerranéens et d'harmoniser leurs législations afin de fournir des données homogènes.

Les valeurs convenues pour la région méditerranéenne à la CdP 17 (décision IG.20/9, les critères et les normes pour la qualité des eaux de baignade dans le cadre de la mise en œuvre de l'article 7 du Protocole tellurique (PNUE/PAM, 2012) sont présentées dans le tableau 9.2 et peuvent être utilisées pour définir le BEE et donner une indication sur les agents pathogènes dans les eaux de baignade.

Par définition, la surveillance de l'évaluation du BEE des eaux de baignade doit être effectuée près du littoral, mais le seuil est valable au niveau régional. Par conséquent, il est possible de définir les valeurs de la catégorie A ou B comme un seuil du BEE pour la concentration des entérocoques intestinaux dans les eaux de baignade de la Méditerranée.

Tableau 7. Critères de la qualité des eaux pour la concentration des entérocoques intestinaux dans les eaux de baignade

Catégorie	A	B	C	D
Valeurs limites	<100*	101-200*	Jusqu'à 185**	>185**(1)
Qualité des eaux	Excellente qualité	Bonne qualité	Suffisante	Qualité médiocre/ Action immédiate

* Au 95e percentile entérocoques intestinaux /100 ml (en appliquant la formule 95e percentile = antilog ($\mu + 1,65 \sigma$))

** 90^{ème} percentile entérocoques intestinaux/100 ml (90^{ème} percentile = antilog ($\mu + 1,282 \sigma$), μ = calculer la moyenne arithmétique des valeurs log₁₀ ; σ = calculer l'écart type des valeurs log₁₀).

8. Assurance et Contrôle de la Qualité de la surveillance des contaminants

La précision et la comparabilité des données collectées représentent une condition-clé pour l'évaluation et la description de l'état environnemental et pour l'évaluation des influences anthropiques et les mesures requises. Les mesures de l'assurance (QA) et du contrôle (QC) de la qualité veillent à ce que les résultats de la surveillance du niveau de qualité soient obtenus dans la Région Méditerranéenne et en tout temps.

De nombreux efforts ont été déployés par le Secrétariat du PAM afin que les Parties contractantes soient en position de produire des données précises portant sur les contaminants marins. Le PNUE/PAM – MED POL continuera à collaborer avec l'Agence Internationale de l'Energie Atomique (AIEA) et le Laboratoire des Etudes Environnementales Marines spécifique (MESL), basé à Monaco.

Le MESL produit des Matériaux de référence certifiés (pour les éléments-traces dans les sédiments et le biote marin) et développe des Méthodes analytiques recommandées adaptées, pour l'analyse des contaminants dans les échantillons marins. De même, en collaboration avec les Organisations régionales et les autorités nationales, le MESL organise des Tests de Compétence et des Cours de Formation sur l'analyse des contaminants préoccupants.

9. Méthodes de référence et lignes directrices pour la surveillance de la pollution marine en vertu du PAM/PNUE – MED POL

Dans le cadre du Programme pour les mers régionales, le PNUE/PAM aide les Parties contractantes de la Méditerranée à évaluer l'état du milieu marin et de ses ressources, les sources et les tendances de la pollution, ainsi que l'impact de la pollution sur la santé humaine, les écosystèmes marins et les aménités. Afin d'aider les pays et veiller à ce que les données obtenues par le biais de cette évaluation puissent être comparées sur une base mondiale et contribuer ainsi au système de surveillance de l'environnement mondial (GEMS) du PNUE, le PNUE/MAP a mis au point un ensemble de méthodes et de règles de référence à appliquer dans les études sur la pollution marine, qui couvrent les aspects techniques de la surveillance, du prélèvement d'échantillons, de la préservation et de l'analyse, et a recommandé qu'elles soient adoptées par les gouvernements participant au Programme pour les mers régionales. Les méthodes et les règles ont été élaborées en collaboration avec les organismes spécialisés compétents du système des Nations Unies (l'OMS, la FAO, l'AIEA, la COI), ainsi que d'autres organisations, et sont testées par des experts compétents. Elles sont révisées périodiquement en tenant compte de l'évolution de notre connaissance du problème, de l'instrumentation analytique et des besoins réels des utilisateurs. Le Laboratoire de l'Environnement marin de l'Agence internationale d'énergie atomique (AIEA) à Monaco est responsable de la coordination technique du développement, de l'examen et de l'interétalonnage des Méthodes de référence.

Les Méthodes de référence conçues pour l'analyse des polluants dans l'eau, les sédiments et le biote, dans le cadre du PNUE/PAM - PNUE/PAM MED POL, peuvent être consultées sur le site web www.unepmap.org (sous la rubrique : Documents et publications; Ressources de la bibliothèque ; Méthodes de référence). Une liste des méthodes de référence du PNUE pour les contaminants chimiques sélectionnés est fournie à l'Annexe VII. Le PNUE/PAM met actuellement à jour certaines méthodes de référence à utiliser dans la surveillance des contaminants dans le milieu marin.

Propositions de recommandations pour l'élaboration d'indicateurs communs associés à l'évaluation des contaminants dans le cadre de l'étape initiale d'IMAP :

1. Indiquer la méthodologie d'échantillonnage adaptée à l'évaluation des réponses biologiques figurant dans la liste des éléments principaux du Programme de Surveillance et d'Évaluation Intégrées

pour les Objectifs Écologiques 5, 9 and 10 (UNEP(DEPI)/MED WG 417/6) en projet, sur la base de méthodologies éprouvées par OSPAR et autres forums, si approprié ;

2. Ajouter au Rapport Technique PNUE/PAM Séries No. 120 une référence spécifique à la période d'échantillonnage (dans le cas des poissons) ainsi que sa fréquence (dans le cas de sédiments) sur la base de méthodologies éprouvées par OSPAR et autres forums, si approprié ;

3. Évaluer et tester dans les années à venir la possibilité de normaliser l'échantillonnage des concentrations de métaux dans certaines régions méditerranéennes dès que les données relatives à la teneur en aluminium et autres produits organiques fournies par toutes les Parties Contractantes si possible seront disponibles dans la base de données MEDPOL ;

4. Recommander le LMS moule et poisson en tant que biomarqueur obligatoire ;

5. Adopter l'approche OSPAR sous forme d'un système de « feux tricolores » pour les concentrations en contaminants ainsi que pour les réponses biologiques, affichant deux seuils T0 et T1 à définir (OSPAR, 2008; Davies et al., 2012) ;

6. Adopter les BCs et BACs des contaminants (pour les substances naturelles) dans les sédiments obtenus par l'analyse de couches pré-industrielles de carottes sédimentaires datées dans la région Méditerranéenne (UNEP(DEPI)/MED WG. 365/Inf.8), si approprié en fonction des données disponibles ;

7. Utiliser à titre indicatif les EACs existants pour les contaminants présents dans les sédiments et la biote ainsi que les réponses biologiques établies par ICES/OSPAR en attendant que de nouvelles données écotoxicologiques qui incluraient les espèces méditerranéennes soient disponibles (OSPAR, 2008; Davies et al., 2012) ;

8. Proposer aux Parties Contractantes et à MEDPOL de poursuivre leurs travaux sur l'élaboration de nouveaux BCs et BACs pour les contaminants présents dans les sédiments, obtenus à partir des données fournies par les carottes de sédiments échantillonnées dans des sites/aires que les Parties Contractantes Méditerranéennes considèrent comme des sites/aires de référence qui seront à définir sur la base de critères communs ;

9. Proposer aux Parties Contractantes et à MEDPOL de poursuivre leurs travaux sur l'élaboration de nouveaux BCs et BACs pour la biote (moules et poissons) obtenus en n'utilisant que les données d'organismes échantillonnés dans des sites/aires que les Parties Contractantes Méditerranéennes considèrent comme des sites/aires de référence qui seront à définir sur la base de critères communs ;

10. Utiliser les BACs et EACs existants pour LMS, SoS, fréquence MN et les biomarqueurs d'activité AChE établis (Davies et al., 2012) ; et poursuivre les travaux sur l'élaboration et la discussion de nouveaux BACs en utilisant les données d'organismes échantillonnés dans des sites/aires que les Parties Contractantes Méditerranéennes considèrent comme des sites/aires de référence qui seront à définir sur la base de critères communs ;

11. Élargir et modifier les formats de reporting existants utilisés pour les contaminants et les réponses biologiques disponibles dans la base de données MEDPOL, afin d'éviter les lacunes des informations nécessaires et ainsi de permettre une bonne évaluation des critères environnementaux ;

12. Proposer au Secrétariat (MED POL) de continuer à appuyer le Groupe de Travail en ligne sur les Contaminants pour le développement à long terme d'activités dédiées à l'évaluation de la pollution chimique.

VI. ORIENTATION DE LA SURVEILLANCE SUR L'OBJECTIF ÉCOLOGIQUE 10 : LES DÉCHETS MARINS

1. Introduction

Dans le système PNUE/PAM Convention de Barcelone/Protocole «tellurique», la surveillance des déchets marins est régulée à la fois au moyen du Plan régional sur la gestion des déchets marins, (ci-après dénommé «**PRDM**»), adopté par la CdP18, en 2013 et la Décision EcAp de la CdP18. Cette dernière précise les principaux objectifs écologiques et opérationnels concernant les déchets marins, ainsi qu'une série de trois indicateurs sur l'état des DM.

L'Article 12 du PRDM prévoit un Programme de surveillance des déchets marins en Méditerranée, qui sera en synergie avec les directives internationales et régionales pertinentes y compris le travail réalisé dans le cadre de la DCSMM UE.

La réunion CorGers EcAp de février 2014 a adopté les indicateurs communs EcAp sur les déchets marins (indicateurs communs 16-17) et un indicateur potentiel (indicateur commun candidat 18).

Une attention particulière a été accordée à deux documents importants sur la surveillance des déchets marins, à savoir les Lignes directrices opérationnelles du PNUE pour une évaluation complète des déchets sur les plages (Operational Guidelines for Comprehensive Beach Litter Assessment) (Cheshire *et al.* 2009) et « Guide de surveillance pour les déchets marins dans les mers européennes » (Guidance on Monitoring of Marine Litter in European Seas) produites entre 2012 et 2013 par le Groupe opérationnel de l'Union européenne sur les déchets marins (TSG ML). Les deux documents précités ont été présentés en tant que documents d'information dans UNEP DEPI (MED) WG 394. Inf.4 et UNEP DEPI (MED) WG 394. Inf.5 lors de Groupe de coordination EcAp en septembre 2015.

Les aperçus récents par le PNUE (Cheshire *et al.*, 2009) et par la NOAA, (Opfer *et al.* (2012), sont les aperçus les plus complets et utiles pour les méthodes de surveillance sur la côte. L'aperçu du PNUE inclut une comparaison approfondie des enquêtes, méthodes et protocoles de surveillance existants concernant les déchets marins dans le cadre desquels les enquêtes relatives aux plages ont été réalisées. Une grande partie de l'information comprise dans le rapport TSG ML pour la surveillance des déchets sur les plages est tirée des Lignes directrices opérationnelles du PNUE pour une évaluation complète des déchets sur les plages (Cheshire *et al.*, 2009) et du guide de terrain NOAA (Marine Debris Shoreline Survey Field Guide) (Opfer *et al.*, 2012).

L'objectif du Guide de surveillance pour les déchets marins dans les mers européennes est de fournir aux États membres de l'UE des recommandations et des informations nécessaires afin d'harmoniser les programmes de surveillance des déchets marins. Le rapport décrit des protocoles et formule des observations spécifiques pour la collecte, le rapport et l'évaluation des données sur les déchets marins, en particulier les déchets sur la plage, les déchets flottants, les déchets sur le fond marin, les déchets dans le biote et les microdéchets.

Le guide de surveillance TSG ML a été développé par le biais d'un programme de coopération impliquant la Commission européenne, tous les États membres de l'UE, les pays candidats et la Norvège, des organisations internationales, y compris les Conventions mers régionales, d'autres parties prenantes et organisations non gouvernementales. Le document doit être considéré comme présentant une position consensuelle informelle sur les meilleures pratiques convenues par tous les partenaires. Abordant un sujet en cours de développement au moyen d'efforts de recherche accompagnés d'une expérience en évolution rapide, ce guide est perçu comme un document vivant à examiner régulièrement.

Tous les protocoles suggérés par TSG ML visent principalement à évaluer l'état et les cibles environnementales. Tous les protocoles peuvent fournir des données quantitatives et permettre l'évaluation des tendances. Le protocole relatif aux déchets sur les plages est également conçu pour

identifier les sources en faisant appel à une liste détaillée d'éléments identifiables, tandis que d'autres protocoles peuvent y parvenir également, par le biais de leurs listes d'objets, mais aussi en modifiant la stratégie d'échantillonnage (où et quand prendre les échantillons) afin de faire correspondre les éventuels effets des mesures spécifiques.

Dans l'analyse des protocoles, les questions liées à la compatibilité et la cohérence ont été importantes. La plupart des protocoles proposés peuvent être appliqués au moyen de l'échelle des mers régionales. Toutefois, certains protocoles pour les déchets dans le biote ne peuvent être identiques, pour la simple raison que les espèces proposées ne se retrouvent pas dans les Mers régionales.

Une analyse complète des risques doit idéalement inclure une connaissance quantitative des dommages. Une analyse des dommages sera un domaine prioritaire dans le travail futur. En l'absence de données quantitatives suffisantes sur les dommages, l'approche fondée sur les risques est choisie au moyen d'une évaluation de l'emplacement où les quantités de déchets sont susceptibles d'être les plus élevées ou le type de déchets ayant les effets les plus importants (par ex. microplastiques). Déjà dans les sélections des protocoles, un certain degré d'approche fondée sur les risques est utilisé. Par exemple, il est proposé de mesurer les déchets à la surface de la mer plutôt que dans l'ensemble de la colonne d'eau, parce que les études pilotes indiquent que les quantités de déchets sont plus élevées à la surface de la mer. De même, les protocoles pour la surveillance du fond marin proposent d'évaluer les lieux où les déchets ont tendance à s'accumuler (par ex. aux moyens d'études pilotes ou modélisation océanographique) et d'ensuite diriger la surveillance vers une telle région. S'il peut se révéler difficile de généraliser les résultats de ce type de surveillance à d'autres zones, de telles stratégies sont conformes à une approche fondée sur les risques.

Comme il a été mentionné plus haut dans le document, en raison de l'absence d'expérience dans le domaine de la surveillance des déchets marins au sein du Programme PNUE/PAM MEDPOL, le Secrétariat a développé le présent document de travail en puisant grandement dans les Lignes directrices opérationnelles du PNUE susmentionnée pour une évaluation globale des déchets sur les plages et dans le document intitulé «Guide de surveillance pour les déchets marins dans les mers européennes».

2. Mise en place d'un cadre de surveillance pour les déchets marins en Méditerranée

La Décision EcAp de la CdP 18 inclut des définitions de BEE et des cibles pour les indicateurs concernant les déchets marins. Ces indicateurs se réfèrent aux déchets rejetés sur le rivage ou déposés sur le littoral, aux déchets dans la colonne d'eau, y compris les microplastiques et sur le fond marin et les déchets ingérés ou emmêlant les organismes marins, en particulier les mammifères marins, les oiseaux marins et les tortues marines.

Le respect des exigences en matière de surveillance en vertu du Plan régional sur les déchets marins et en vertu de l'EcAp est un défi majeur et les ressources pour la surveillance peuvent être limitées. Les Parties contractantes décident ainsi ce qu'il faut surveiller et s'il est primordial d'évaluer les quantités de déchets dans tous les compartiments environnementaux mentionnés ci-dessus. Il est ensuite important de se souvenir que ces différents compartiments peuvent indiquer différentes voies et puits pour les déchets marins et ne se substituent pas nécessairement l'un à l'autre.

Notre compréhension actuelle des déchets dans le milieu marin, qui est fondée sur les informations concernant uniquement un sous-ensemble de ces compartiments, n'est pas suffisante pour tirer des conclusions concernant les tendances et les quantités de déchets, dans les différentes catégories de tailles, dans l'ensemble du milieu marin. Les indicateurs pour le biote ont une fonction différente, mais non moins importante : ils fournissent une indication des dommages possibles. En outre, les compartiments sélectionnés pour la surveillance doivent également fournir des informations pour l'identification des sources, non seulement en termes de nature et de finalité des objets, mais également leur source originelle (qui peut être liée à une élimination non appropriée ou accidentelle) et la voie par laquelle le déchet individuel a pénétré l'environnement marin. Encore une fois, cela peut

varier selon les différents compartiments. En même temps, il est reconnu que les protocoles/méthodes tels que ceux listés dans le rapport TSG ML ont différents degrés de maturité, dans la mesure où ils sont testés sur le terrain et sont d'usage courant.

Il est fortement recommandé que les Parties contractantes, qui ont actuellement prévu de surveiller uniquement un sous-ensemble de compartiments environnementaux, de lancer un petit projet pilote de recherche ou de développement dans d'autres compartiments. Cela fournirait des données de masse afin de prendre une décision éclairée concernant les programmes de surveillance futurs et à grande échelle. Sans informations concernant les tendances et les quantités, dans tous les compartiments marins, une approche fondée sur les risques à la surveillance et aux mesures des déchets est impossible.

Un nombre considérable de citoyens, de communautés (ONG, initiatives de la société civile) et d'instituts et d'associations pour la protection de l'environnement à travers la Méditerranée participent déjà à des activités pour la lutte contre les déchets marins. L'objectif consisterait à leur permettre de participer à une tentative régionale méditerranéenne pour traiter des questions des déchets marins à travers le MLRP et permettre aux réseaux des citoyens à contribuer à améliorer la base des preuves nécessaires pour réaliser les principaux objectifs de l'EcAp.

2.1. Quelques considérations générales sur les sites examinés : stratégies de sélection des sites

La stratégie utilisée pour sélectionner des sites est en partie une question statistique/technique, mais est principalement liée à l'objet de la surveillance, une décision à prendre lorsqu'une stratégie de surveillance est définie. La stratégie de sélection du site a des conséquences fondamentales pour l'analyse de la surveillance et sélectionne la méthode de surveillance. Les programmes de surveillance ne sont pas compatibles ou comparables s'ils utilisent les mêmes méthodes d'enquête, mais différentes stratégies de sélection des sites (par ex. une sélection spéciale de sites sur la base des niveaux de pollution aux déchets, ou une sélection aléatoire de sites).

Les sites peuvent être choisis individuellement parce qu'ils présentent certaines caractéristiques, comme certaines valeurs environnementales ou sociétales. Par exemple, la sélection d'une plage accueillant un nombre élevé de visiteurs, parce qu'elle est située dans un endroit en particulier, ou simplement parce que le site possède une quantité importante de déchets. En général, le site est revisité durant les enquêtes subséquentes pour évaluer les tendances. L'avantage de cette approche est que plusieurs sites sont sélectionnés parce qu'ils partagent les mêmes caractéristiques, la charge en déchets reçue devrait être plus proche que les sites sélectionnés aléatoirement et de cette façon, la variation sera inférieure. Dans cette optique, la capacité à détecter des tendances statistiquement importantes sera renforcée. Le principal inconvénient de la stratégie est que les sites individuels sont choisis délibérément pour des caractéristiques particulières et sont ainsi différents d'autres sites. Ainsi, ils peuvent être moins appropriés pour tirer des conclusions concernant les niveaux moyens de déchets, etc. pour une région donnée. Cela peut également accroître la difficulté au niveau de l'interprétation des résultats statistiques pour des raisons techniques et philosophiques.

Les sites peuvent être choisis de façon aléatoire parmi un nombre important d'éventuels sites, répondant à certains critères basés sur la méthode et l'objectif de la surveillance. Les sites peuvent être revisités ou choisis pour chaque surveillance ; la question importante concerne la manière dont ils ont été sélectionnés au départ, par ex. sélection aléatoire parmi de nombreux sites possibles. L'avantage principal de cette stratégie est que les résultats peuvent être extrapolés à d'autres éventuels sites, à savoir, nous pouvons utiliser les résultats afin de tirer des conclusions sur des zones plus vastes. Néanmoins, la variation entre les sites peut être importante, rendant difficile et coûteux de cerner les tendances statistiquement significatives.

En pratique, ces deux stratégies sont rarement utilisées dans leur forme pure. Au contraire, une combinaison parfois intitulée « stratégie d'échantillonnage aléatoire stratifiée ». Les sites conformes aux critères sont (plus ou moins) choisis de façon aléatoire. Les critères peuvent inclure des facteurs

géographiques, environnementaux, sociétaux et autres. Un exemple serait de choisir des sites à proximité des ports, afin de surveiller les effets de la pollution portuaire et/ou les sites situés dans des zones relativement éloignées, afin de surveiller les niveaux de pollution à grande échelle sans l'influence des sources locales. Cette méthode est compatible avec une approche fondée sur les risques. La priorité doit être accordée aux programmes de surveillance mesurant l'état et les tendances environnementales sur les sites où les risques sont plus importants. Les critères pour la sélection du site doivent ainsi être fondés sur la prévision de potentiels dommages. La prévision de potentiels dommages peut être fondée sur une connaissance pratique des valeurs environnementales les plus sensibles aux dommages. Toutefois, la compréhension actuelle de la manière dont différentes espèces ou biotopes réagissent aux déchets est insuffisante et doit être examinée plus en détail. Une autre approche des dommages peut être fondée sur les aspects particulièrement « précieux » pour la société pour d'autres raisons, par exemple économiques, sociales ou environnementales. Une autre approche consiste à considérer que les dommages sont plus susceptibles de se produire dans des zones/environnements où il y a beaucoup de déchets et sur des sites sélectionnés sur la base d'une surveillance afin de les identifier. Tandis que cette option peut être pratique et avoir un sens en ce qui concerne les besoins sociétaux, il est important de se souvenir que nous ne savons pas si les tendances statistiques de tels sites sont représentatives d'autres sites (probablement pas), mais représentent le scénario «le plus défavorable».

Une manière d'exploiter au mieux les ressources limitées est de tirer profit d'autres études et programmes dans lesquels la surveillance des déchets peut être intégrée (que l'on appelle «possibilités de réduire les coûts»). Un exemple consiste à combiner la surveillance des déchets sur le fond marin avec le chalut scientifique pour une estimation de la biomasse des ressources halieutiques (comme dans la Campagne internationale de chalutage démersal en Méditerranée, MEDITS). Dans un tel cas, la sélection des sites est conçue pour le programme de surveillance original et les représentations d'autres régions sont déjà définies. Lorsqu'un tel système est utilisé, il est important d'analyser la stratégie d'échantillonnage afin d'évaluer si elle convient également à la surveillance des déchets.

En ce qui concerne les déchets marins, une stratégie d'échantillonnage aléatoire et stratifié est préconisée le cas échéant. En outre, il est également recommandé que les objectifs des programmes de surveillance définissent le critère de sélection des sites. Une simplification est nécessaire lorsque les ressources sont limitées et la concentration des efforts de surveillance constitue le résultat logique.

Surveillance pour l'analyse des tendances : puissance statistique ou combien de sites d'échantillonnage sont nécessaires pour déceler un changement ?

La capacité d'un programme de surveillance à montrer une tendance ou une différence statistiquement significative est appelée la puissance statistique. La puissance statistique est influencée par l'ampleur de la tendance, la variation et le nombre d'expériences identiques (ou répliques).

L'ampleur de la tendance est une caractéristique de l'effet combiné de l'environnement et notre (mauvaise) gestion des déchets. À cet égard, l'ampleur de la tendance dépend des actions prises contre les déchets. Lors de la conception d'un programme de surveillance, une décision importante concerne l'ampleur du changement que nous souhaitons détecter. Il est bien entendu plus facile de détecter une grande tendance qu'une petite tendance. Plus l'ampleur que nous souhaitons détecter est petite, plus il est important que le programme de surveillance soit complet. Si les plans d'action pour contrer les déchets marins visent à réduire de manière significative les quantités de déchets, alors les programmes de surveillance peuvent détecter les vrais changements.

Le nombre d'expériences identiques est facile à changer en raison des ressources suffisantes. Les répliques, dans le cas des tendances en matière de déchets, sont une combinaison de sites de surveillance et du nombre de surveillances. En utilisant la même quantité de sites, la capacité de détection d'une tendance significative augmente avec le temps. Dans les programmes de surveillance, souvent complexes et disposant de multiples couches temporelles et spatiales, le nombre effectif de répliques est moins facile à définir.

La variation parmi les répliques est une caractéristique du système étudié. Tous les systèmes biologiques ont tendance à être variables. Dans une certaine mesure, nous pouvons influencer cela en disposant de protocoles de surveillance et de mécanismes d'évaluations de la qualité bien définis, afin de minimiser la variation ajoutée due aux manipulations. Cependant, plus importante encore, est la capacité à réduire les variations parmi les sites en introduisant les critères pour l'échantillonnage, tel que décrit dans la section ci-dessus sur les stratégies de sélection des sites. Cela ne consiste pas à tricher ou arrondir les angles, mais il est important de réaliser que la possibilité d'extrapoler les sites non échantillonnés se réduit.

Le point commun aux trois facteurs influençant la puissance statistique est qu'il s'agit de cas spécifiques. Il n'est pas possible de fournir des conseils généraux concernant le nombre de répliques qui sont adéquates, excepté pour dire que plus il y en a, mieux c'est. Premièrement, les décisions concernant l'objectif d'un programme de surveillance spécifique et ce que doivent représenter les sites doivent être prises. Ensuite, une estimation des variations est nécessaire. Idéalement, les données concernant les variations doivent provenir d'une étude pilote utilisant les mêmes sites. Autrement, les données de programmes similaires peuvent être utilisées. Seulement alors pourront être effectués les calculs de la puissance statistique, et ainsi sera-t-il possible de parvenir au nombre requis de sites pour le programme de surveillance.

Un fait important et encourageant est qu'il est intéressant de lancer le programme de surveillance même si les ressources initiales sont limitées. Les données initiales pour la surveillance peuvent néanmoins être utilisées pour l'analyse subséquente de la tendance (mais avec une puissance statistique réduite), mais, qui plus est, les données collectées peuvent être utilisées pour affiner la conception du programme, y compris les calculs de puissance.

Les calculs de puissance pour la surveillance des déchets, utilisant des méthodes suggérées dans ce rapport, ont été réalisés pour certains protocoles, par ex. le protocole concernant l'ingestion de déchets par les oiseaux marins, appliqué pour les fulmars.

Un éventuel défi dans la surveillance temporelle des microparticules

Les microparticules dans le milieu marin peuvent y entrer directement par les fragments d'étoffe synthétique, les particules de plastiques utilisées dans les cosmétiques ou les solvants industriels, etc., mais elles peuvent également provenir de la fragmentation progressive de morceaux ou objets plus larges, déjà présents dans la mer. Si la première source est dominante, des conclusions peuvent être tirées de la fluctuation des tendances. Si la dernière source est la principale, le cas est plus problématique. Il est alors possible d'interpréter les tendances croissantes ou à la baisse en tant qu'entrée nette de fragments ou microplastiques dans l'environnement, lorsque l'augmentation peut être causée par des changements dans la fragmentation des particules plus larges, à savoir, non causée par un changement dans la quantité globale de déchets marins.

2.2. Quelques considérations générales concernant les approches et exigences en matière d'évaluation de la qualité/contrôle de la qualité

Comme d'importantes décisions seront prises sur la base des résultats obtenus grâce aux programmes de surveillance, il est important que les données générées soient de qualité acceptable. Afin d'assurer la qualité et l'intégrité des données de surveillance sur les déchets marins, un investissement dans le renforcement de la capacité de la coordination et de la gestion de l'enquête au niveau régional, national et local, est nécessaire.

L'utilisation de mesures de contrôle et d'assurance de la qualité, telles que les interétalonnages, l'utilisation le cas échéant d'outils de référence et la formation pour les opérateurs doit accompagner la mise en œuvre des protocoles de surveillance adoptés. Ces approches doivent être développées dans le contexte de recherche spécifique.

La valeur des programmes de surveillance peut être renforcée lorsqu'une liste standard de déchets individuels est utilisée comme base pour la préparation des protocoles d'évaluation. Une liste complète des catégories de déchets individuels a été préparée par le TSG ML. L'utilisation de guides de terrains appropriés avec des exemples de chaque type de déchet permettra aux membres de l'équipe d'évaluation (principalement des volontaires) d'être cohérents dans la caractérisation des déchets. De tels guides doivent être associés à la liste complète de déchets individuels et être mis à la disposition sur Internet afin d'accroître la cohérence entre les équipes d'évaluation travaillant sur des sites éloignés.

L'utilisation de listes standards et de définitions de déchets individuels permettra la comparaison des résultats entre les régions et compartiments environnementaux. Les déchets individuels peuvent être attribués à une source donnée, par ex. pêche, transport maritime, etc. ou une forme donnée de dommage, par ex. emmêlement, ingestion, etc. La valeur des résultats de surveillance peut être accrue davantage par l'identification des sources principales de pollutions aux déchets et le potentiel niveau du préjudice que les déchets marins sont susceptibles de causer. Cela permettra une mise en œuvre des mesures plus axée sur les cibles. Au long de la période 2013-2014, le TSG ML va travailler plus amplement sur les approches afin de lier les catégories détaillées de déchets individuels à la source la plus probable et à d'autres paramètres stratégiques importants pouvant permettre la conception et la surveillance de mesures. Le PNUE/PAM pourra également bénéficier de ce travail.

3. Surveillance des déchets échoués sur les rivages et/ou déposés sur le littoral (Indicateur commun 16 : tendances relatives à la quantité de déchets répandus et/ou déposés sur le littoral, à savoir, les déchets sur les plages)

3.1. Introduction aux déchets sur les plages

Les aperçus récents par le PNUE l'ouvrage de Cheshire *et al.* (2009), et NOAA, et par Opfer *et al.* (2012), sont les aperçus les plus complets et utiles pour les méthodes de surveillance sur le littoral. L'aperçu du PNUE comporte une comparaison complète des enquêtes, méthodes de surveillance et protocoles d'analyse concernant les déchets marins dans le cadre de laquelle les déchets sur les plages qui ont été évalués. (Cheshire *et al.*, 2009).

Une grande partie des informations contenues dans le Rapport final du TSG ML est tirée des Lignes directrices opérationnelles du PNUE pour une évaluation complète des déchets sur les plages (Operational Guidelines for Comprehensive Beach Litter Assessment) (Cheshire *et al.*, 2009) et du guide de terrain NOAA sur les morceaux marins (Marine Debris Shoreline Survey Field Guide) (Opfer *et al.*, 2012).

Lors de la conception des évaluations des déchets marins, il convient de faire la différence entre les enquêtes sur le stock actuel, où la charge totale de déchets est évaluée par un calcul unique et l'évaluation de l'accumulation et les taux de remplissage au cours d'enquêtes répétées de la même étendue avec un retrait initial et subséquent des déchets.

Les deux types d'enquête fournissent des informations concernant la quantité et les types de déchets. Toutefois, seules les enquêtes d'accumulation fournissent des informations sur le taux de dépôt de déchets et les tendances en matière de pollution par les déchets. Comme l'EcAp exige une évaluation des tendances concernant les déchets marins enregistrés sur les zones côtières, seules des méthodes pour l'évaluation de l'accumulation seront recommandées.

Le type d'enquête sélectionné dépend des objectifs de l'évaluation et de l'ampleur de la pollution sur le littoral. Une méthode d'enquête unique a été recommandée par le TSG ML avec différents paramètres spatiaux pour un littoral légèrement ou moyennement pollué et pour les zones côtières extrêmement polluées.

3.2. Catégories de déchets marins sur les plages

En ce qui concerne les catégories de déchets marins sur les plages, le Groupe de Travail sur les Déchets Marins suggère que CORMON accepte d'en abrégier la liste (se rapprocher des listes utilisées dans le cadre d'autres Conventions sur les Mers Régionales - RSC), afin d'inclure les déchets retrouvés fréquemment sur les plages Méditerranéennes et d'éviter ceux qui sont plus rares. De plus, les listes de catégories de déchets prises en compte par les pays ayant des programmes de surveillance dédiés à deux RSC (la Turquie, la France et l'Espagne) devront être harmonisées. À cette fin, la liste de la DCSMM dérivée de celle de MEDPOL est aujourd'hui compatible avec les catégories de déchets marins figurant dans les listes des RSC.

En ce qui concerne le formulaire DCSMM présenté au chapitre Déchets Marins du document intégré du programme de surveillance UNEP(DEPI)/MED WG 417/6, nous proposons de fusionner certains types de déchets (tels que différents types de bouteilles en plastique ou différents types de capsules/bouchons, etc.), les catégories d'objets en verre ou en céramique ; de considérer les déchets sanitaires et médicaux sous une autre catégorie et de ne pas tenir compte de déchets spécifiques qui ne sont jamais apparus dans les programmes de surveillance en cours en Méditerranée (tels que le programme espagnol sur les déchets marins sur les plages, lancé en 2013). Le groupe en ligne propose de plus l'utilisation d'une taille de particule minimale de 0.5cm (taille maximale de microdéchets) dans le cadre de la surveillance UNEP(DEPI)/MED WG 417/6.

3.3. Exigences relatives à un protocole harmonisé

Le premier objectif d'un protocole harmonisé consiste à comparer les données sur les déchets des plages entre les différents programmes d'évaluation. La comparaison est difficile si différentes méthodes, différentes échelles spatiales et temporelles, différentes échelles dimensionnelles de types de déchets et de différentes listes ou catégories de déchets répertoriés sur les plages sont utilisés dans les mers régionales et de l'UE dans son ensemble.

Le type d'étude sélectionnée dépend des objectifs de l'évaluation et de l'ampleur de la pollution du littoral. Une seule méthode d'étude est recommandée dans ce document - avec différents paramètres spatiaux pour un littoral légèrement ou relativement pollué ainsi que pour un littoral fortement pollué.

Les quantités de déchets sur la côte peuvent être évaluées assez facilement au cours des études effectuées par les non scientifiques à l'aide d'équipements relativement simples. Les études des côtes permettent donc d'obtenir, à coût réduit, de grandes quantités d'informations. Toutefois, les quantités de déchets déposés sur les plages peuvent varier en fonction des études et des saisons, car cela dépend aussi des courants et des vents ainsi que de l'exposition de la plage par rapport à la mer. Même les quantités de déchets déposées sur le littoral peuvent varier considérablement ; surtout en fonction de la saison : pendant l'été, par ex., saison très touristique, ou à l'occasion d'événements spéciaux les quantités de déchets déposés sont plus importantes. Les études du littoral devraient donc se concentrer toujours sur un même site répondant aux conditions du protocole, et la période de l'étude (c'est-à-dire la saison) devrait tenir compte des origines potentielles de déchets sur un site spécifique (par ex. les inondations pendant les saisons des pluies peuvent faire augmenter ces quantités). Les sites peuvent être classés pour révéler les quantités de déchets dans les sites appelés de références (loin des sources connues), mais également près des sources. En utilisant des tendances temporelles pour les évaluations, les deux types d'études peuvent offrir des informations importantes pour les administrateurs.

3.3.1 Quantités, composition, distribution et sources de déchets sur les côtes

Les quantités de déchets sur le littoral peuvent être évaluées relativement facilement au cours des enquêtes menées par des non scientifiques à l'aide d'équipement peu sophistiqué. Les relevés côtiers sont ainsi un moyen rentable d'obtenir une grande quantité de renseignements. Les déchets déposés sur le littoral peuvent varier grandement entre les sites et les saisons, selon les caractéristiques hydrographiques et géomorphologiques de la zone (vents et courants dominants, exposition de la plage par rapport à la mer), mais aussi selon l'usage de la côte (par ex. des quantités plus importantes

peuvent être déposées durant la saison touristique ou des événements spéciaux). Ainsi, les enquêtes du littoral doivent se focaliser sur des sites fixes, qui satisfont les exigences du protocole de surveillance, et le moment du relevé (à savoir, la saison) doit prendre en compte les éventuelles sources de déchets sur le site (par ex. les inondations durant la saison des pluies peuvent augmenter la quantité de déchets). Les sites peuvent être situés loin de sources connues, afin de mieux refléter les valeurs de référence pour les niveaux de fond de pollution aux déchets, ou plus près de la source éventuelle. En faisant usage de tendances temporelles pour les évaluations, les deux stratégies de relevés fournissent d'importantes informations aux gestionnaires.

Tendances dans les quantités de déchets

La différence de la quantité de déchets présents sur une plage spécifique relevée au cours des études et la différence entre les plages, même à l'intérieur d'une même région, peut être considérable. Il est donc assez difficile d'identifier des tendances dans ce sens. De plus, puisque les déchets s'accumulent sur les plages, des études régulières sont importantes afin d'obtenir des séries temporelles de périodes d'accumulation équivalentes.

Composition des déchets

L'évaluation de la composition des déchets est l'un des points forts de l'évaluation du littoral. Une évaluation détaillée de la composition des déchets fournit des informations sur les dommages potentiels pour l'environnement et dans certains cas sur l'origine des déchets trouvés. L'évaluation de la composition doit se baser sur des catégories convenues afin de pouvoir comparer les résultats sur des régions plus vastes.

Distribution spatiale

La quantité et la composition des déchets marins varient sur une échelle géographique et reflètent les caractéristiques hydrographiques (par ex. courants, l'exposition aux vagues, les directions des vents) et géomorphologiques (par ex. la pente de la côte, les quantités d'îles et baies) du littoral. Les caractéristiques hydrographiques déterminent la quantité de déchets qui s'accumulent dans les zones respectives, tandis que les caractéristiques géomorphologiques déterminent la quantité de déchets qui se déposent sur les plages.

Origine des déchets marins

L'origine des déchets marins que l'on retrouve sur la côte peut être facilement identifiée pour certains types de déchets. La plupart des déchets sont le résultat de l'activité de la pêche ou bien ce sont des débris jetés dans les systèmes d'égouts. Même avec ce type de déchets il est nécessaire de prendre des précautions, par ex. un bac à poisson peut provenir d'un bateau de pêche ou d'un port de pêche.

Une liste complète des types et des catégories de déchets a été rédigée dans le cadre du TSGML. Cette liste identifie une origine potentielle pour chaque type de déchets, ou une série d'origines potentielles. Les origines de quelques types de déchets doivent être identifiées au niveau régional, car les premières évaluations des déchets sur les zones côtières montrent que les origines de certains types de déchets sont différentes suivant les régions.

La liste permettra de faire une première évaluation des origines des déchets que l'on retrouve sur les côtes, mais elle devrait être évaluée dans les sites étudiés par rapport aux origines locales connues. Si des informations détaillées deviennent nécessaires, il faudra effectuer des recherches spécifiques sur les origines des déchets impliqués pour distinguer par ex. les déchets déposés sur les plages des déchets qui sont portés par les eaux adjacentes. En outre, une analyse des courants des déchets dans les eaux adjacentes pourrait fournir des informations précieuses sur son origine géographique.

3.3.2 Stratégie pour la surveillance des déchets sur les plages Sélection des sites à étudier

Idéalement les sites sélectionnés devraient représenter l'abondance et la composition des déchets dans une région donnée. Les sites devraient être sélectionnés au hasard ; toutefois, cela n'est pas toujours

possible à cause d'une série de problèmes concernant les sites côtiers comme par ex. l'accessibilité, la pertinence de l'échantillonnage (sable ou rochers/cailloux) et les activités de nettoyage des plages. Si possible, les critères suivants devraient être considérés:

- Longueur minimum : 100m.
- Un accès clair à la mer (non obstrué par des brise-lames ou des jetées) tel que les déchets marins ne soient pas protégés par des structures anthropiques.
- Accessibilité aux équipes d'étude toute l'année, même s'il faut tenir compte des sites qui sont gelés pendant l'hiver et des difficultés d'accès aux régions très éloignées.
- Idéalement le site ne devrait pas faire l'objet d'autres activités de collecte des déchets, même s'il est reconnu que dans de nombreuses régions d'Europe un grand travail de nettoyage et d'entretien est effectué périodiquement ; dans ces cas-là la période de nettoyage des plages non associée à l'étude doit être connue afin d'établir le taux (la quantité de déchets accumulés par unité de temps) de déchets.
- Les activités d'étude devraient être conduites afin de ne pas affecter les espèces en voie d'extinction ou protégées telles que les tortues, les oiseaux marins ou de rivage, les mammifères marins ou la végétation des plages sensible ; souvent les parcs nationaux seraient donc exclus, mais cela peut varier en fonction des dispositions locales en matière de gestion.

Dans les limites susmentionnées, l'emplacement des sites d'échantillonnage à l'intérieur de chaque région devrait être stratifié pour que les échantillons proviennent des plages faisant l'objet d'expositions de déchets différentes, y compris:

- Les côtes urbaines, c'est-à-dire surtout les apports terrestres ;
- Les côtes rurales, c'est-à-dire surtout les apports océaniques ;
- Les côtes à proximité des principaux apports fluviaux.

Nombre de sites

Actuellement il n'existe aucune méthode statistique concertée pour recommander un nombre minimum de sites qui peuvent être représentatifs en raison de la longueur de côte. Cela dépend grandement de l'objectif de la surveillance, de la géomorphologie de la côte et du nombre de sites disponibles répondant aux critères énumérés ci-dessus. La représentativité des sites d'étude doit être évaluée par des études pilotes, dans lesquelles un grand nombre de plages sont évaluées. Par la suite, une sélection de plages représentatives à partir de ces sites, doit être réalisée sur la base d'une analyse statistique.

Fréquence des études

Au moins deux études par an, au printemps et à l'automne, sont recommandées et idéalement 4 au printemps, en été, à l'automne et en hiver. Toutefois, en raison de la variation saisonnière concernant la quantité de déchets échoués sur le littoral, une fréquence plus élevée des relevés peut être nécessaire afin d'identifier les modèles saisonniers qui peuvent ensuite être pris en compte lors du traitement des données brutes pour les analyses de tendances à long terme.

Idéalement, les études devraient être effectuées le plus rapidement possible à une période donnée sur toutes les plages des régions classées participant à l'étude. Les responsables de ces régions devraient trouver et gérer les dates de l'étude bilatéralement. De plus, si possible, une plage donnée devrait être examinée tous les ans presque le même jour.

Il convient de garder à l'esprit que les circonstances peuvent entraîner des conditions difficiles et dangereuses pour les experts : vents forts, roches glissantes et des aléas climatiques tels que la pluie, la neige ou le verglas, etc. La sécurité des experts doit toujours être prioritaire. Des objets dangereux ou suspects, tels que les munitions, les produits toxiques et les médicaments ne doivent pas être déplacés. Il convient d'informer la police ou les autorités responsables. En cas de travail sur des plages éloignées, il est recommandé de travailler au minimum à deux.

Documentation et caractérisation des sites

Il est très important de documenter et de caractériser les sites d'étude. Puisque les études devraient être répétées sur les mêmes sites, il est important de noter les coordonnées du site.

Unité d'échantillonnage

Après avoir choisi une plage, les unités d'échantillonnage peuvent être identifiées. Une unité d'échantillonnage est une partie spécifique de la plage couvrant toute la zone allant du bord de mer (à un endroit possible et sûr) ou de la ligne de rivage jusqu'au fond de la plage.

- Il est recommandé d'identifier au moins 1 partie de la même plage (100m). idéalement 2, pour assurer la surveillance des plages légèrement à moyennement polluées
- Au moins 2 parties de 100 m pour les plages extrêmement polluées (une section de 50 m exceptionnellement, avec un facteur de normalisation jusqu'à 100m pour garantir la cohérence)

Des points de référence permanents doivent être établis pour assurer que le même site soit contrôlé systématiquement. Les points de départ et de fin de chaque unité d'échantillonnage peuvent être identifiés en utilisant différentes méthodes. Par exemple des pôles de plage numérotés pourraient être identifiés et répertoriés. Les coordonnées obtenues par GPS ou Google Earth sont des informations utiles pour identifier les plages de référence.

Unités (quantification) des déchets

Les numérations des déchets sont recommandées comme unité standard de déchets à évaluer sur le littoral.

Collecte et identification des déchets

Tous les déchets trouvés sur l'unité d'échantillonnage devraient être insérés dans les formulaires d'étude. Dans les formulaires d'étude, un numéro d'identification univoque est attribué à chaque déchet. Idéalement les données collectées devraient être insérées dans le formulaire d'étude au moment même où les déchets sont ramassés. Le fait de ramasser les déchets avant et de les identifier après pourrait altérer les données, car les déchets ramassés ont tendance à s'embrouiller ou se casser.

Les déchets inconnus ou les objets non indiqués sur le formulaire d'étude devraient être notés dans une «boîte à autres objets» spécifique. Une brève description de l'élément devrait donc être incluse dans le formulaire. Si possible, des photos numériques des objets inconnus devraient être prises permettant de les identifier plus tard et, si nécessaire, de les ajouter au formulaire.

Une liste principale de catégories de déchets et d'objets individuels est incluse dans le rapport final TSG ML. Cette dernière énumère les catégories et objets à consigner durant les enquêtes sur les déchets des plages. Une liste abrégée pour la Méditerranée, compatible avec les listes DCSMM et OSPAR (voir annexe), qui couvre les déchets les plus souvent rencontrés sur les plages, peut être étudiée et s'avérer plus utile et plus pratique dans le cadre de travaux sur le terrain. Ceci permettrait également de mieux coordonner et d'harmoniser la surveillance effectuée par les ONGs.

Il est fortement recommandé dans le protocole régional d'enquête, de produire des guides photo régionaux incluant des clichés des déchets individuels. Cela permettra de représenter la distribution des déchets flottants.

Limites de taille et catégories d'objets à évaluer

Il n'existe pas de limites maximum de taille pour les déchets répertoriés sur les plages.

La limite minimum de détection, en se promenant sur une plage, est probablement située autour de 0.5 cm (boulettes en plastique), toutefois il est peu probable que des éléments si petits puissent être effectivement contrôlés lors de l'application du protocole standard des Déchets Marins d'une manière répétable pendant les études des plages.

Une limite inférieure à 0.5 cm dans la taille la plus longue est recommandée pour des déchets et des objets contrôlés pendant les études des plages. Cela assurerait l'inclusion de bouchons et couvercles ainsi que des mégots dans toutes les numérotations.

Enlèvement et élimination des déchets

L'enlèvement des déchets doit être effectué en même temps que la surveillance. Cela permet une plus grande exactitude du rapport et permet de comparer l'accumulation des déchets avec le temps. Cette approche présente également l'avantage de laisser une plage propre. Il est important de noter que seule (s) la(les) section (s) de référence de 100m doit/doivent être surveillée (s) et nettoyée (s). Les autres zones d'une plage peuvent être nettoyées si les inspecteurs/volontaires le souhaitent.

Les déchets collectés doivent être éliminés correctement. Il convient de respecter la réglementation et les dispositions régionales ou nationales. Si celles-ci n'existent pas, les municipalités devraient en être informées.

Les objets plus volumineux ne pouvant être enlevés (en toute sécurité) par les observateurs doivent être marqués, en utilisant par exemple de la peinture spray (la même utilisée pour marquer les arbres) pour éviter de les compter à nouveau au cours de l'étude successive.

De nombreuses municipalités auront un programme spécifique de nettoyage, parfois régulier, parfois saisonnier ou activé en cas d'accident. Des accords devraient être pris avec les municipalités afin d'exclure la plage de référence du planning de nettoyage ou bien de fournir leur programme de nettoyage afin d'effectuer l'étude quelques jours avant que la municipalité nettoie la plage.

Idéalement, un délai fixé doit être établi pour chaque plage entre la date du dernier nettoyage de la plage et la date de la réalisation du relevé. Il est conseillé de contacter la municipalité avant d'entreprendre l'étude afin d'obtenir les dernières informations concernant les activités de nettoyage des plages. Parfois un incident, par exemple une tempête, altèrera le programme de nettoyage.

3.4. Évaluation de la qualité/Contrôle de la qualité pour les déchets marins

Selon les lignes directrices du PNUE (Cheshire *et al.*, 2009), tout programme d'évaluation des déchets marins à long terme nécessitera des efforts spécifiques et ciblés pour recruter et former le personnel sur le terrain et les bénévoles. Une formation de haute qualité et cohérente est essentielle pour assurer la qualité des données et implique d'inclure explicitement le développement de compétences opérationnelles (pratiques). Les programmes de formation du personnel devraient incorporer des informations spécifiques sur les résultats ainsi que les conclusions des travaux pour que le personnel et les bénévoles comprennent le contexte des programmes d'évaluation des déchets.

L'assurance de la qualité et le contrôle de la qualité devraient principalement se concentrer sur la formation d'équipes de terrain pour assurer que la collecte de déchets et leur caractérisation soient cohérentes entre les différentes études. Les investissements dans la communication et la formation des coordinateurs et des responsables locaux et régionaux/nationaux sont donc essentiels pour garantir l'intégrité des études.

Le protocole d'assurance de la qualité du programme de surveillance national des débris marins d'Ocean Conservancy (USA) nécessite qu'un pourcentage de tous les sites soit réétudié immédiatement après l'évaluation programmée des déchets (Sheavly, 2007). Les déchets collectés lors

de l'étude de surveillance pourraient être ajoutés à ceux de la collection principale et pourront être utilisés pour fournir une estimation du niveau d'erreur associé à l'étude.

3.5. Conclusion

Pour garantir des comparaisons temporelles et spatiales dans les régions et entre celles-ci, des méthodes standards d'étude sur les déchets devraient être appliquées, dans la mesure du possible, à tous les niveaux (locaux et régionaux) et l'évaluation de sa composition devrait suivre de manière cohérente les catégories de déchets convenues.

4. **Surveillance des déchets sur la mer (Indicateur commun 23 : tendances relatives à la quantité de déchets dans la colonne d'eau, y compris les microplastiques et les déchets reposant sur les fonds marins)**

4.1. Introduction aux déchets flottants

Il existe déjà une documentation sur l'apparition d'objets de fabrication humaine, notamment les plastiques, dérivant en mer (Venrick, 1972, Morris, 1980). Alors que des actions importantes dans la gestion des déchets et leur élimination ont déjà été prises, les déchets flottants demeurent une préoccupation. Ils exercent une menace directe sur les poissons, les mammifères marins, les reptiles et les oiseaux. L'ingestion des déchets complets ou des morceaux ou la consommation importante des déchets peuvent entraîner des dégâts importants. Les sacs en plastique flottants, les filets ou autres équipements de pêche peuvent être une source d'étranglement pour les espèces marines. De même, les macrodéchets marins sont des précurseurs des microdéchets marins.

4.2. Champs d'application et problèmes clés à affronter

La surveillance de déchets en haute mer et sur de vastes transects n'est pas actuellement abordée, car elle requiert différentes approches, en particulier en ce qui concerne les conditions d'observation depuis les bateaux utilisés pour les études et en ce qui concerne la possibilité de surveiller de plus petits déchets.

La fraction des déchets abordés ici, comprend les déchets flottant dans la colonne d'eau à proximité de la surface tel que le mélange des particules flottantes temporairement sous la surface de l'eau dû au mouvement de la vague. La surveillance de routine des déchets situés dans la colonne d'eau profonde n'est actuellement pas recommandée et doit faire l'objet d'efforts de recherche.

4.3. Approches existantes pour observations visuelles de déchets flottants à bord de bateaux

HELMEPA (Association hellénique de protection de l'environnement marin) utilise une flotte de navires membres sur une base volontaire afin d'obtenir des données de surveillance via une fiche de rapport. L'institut EcoOcéan surveille les déchets flottants en parallèle avec la surveillance des mammifères marins dans le nord-ouest de la Méditerranée. Les orientations du PNUE tiennent compte à la fois de l'échantillonnage d'une zone à travers un modèle d'observation spécifique et l'échantillonnage par transect pour la surveillance des déchets flottants (PNUE, 2009).

4.3.1. Discussion des éléments du protocole d'observation

L'observation de déchets marins flottants depuis des bateaux est soumise à de nombreuses variables des conditions d'observation. Celles-ci peuvent être regroupées dans les paramètres opérationnels, liés aux propriétés des bateaux et à l'emplacement d'observation.

Le traitement des informations collectées, à partir de la documentation de bord, sa compilation, son élaboration et son utilisation successive devraient faire partie d'un protocole permettant de tirer des résultats comparables à la fin du processus. Le modèle devrait permettre la compilation de la part de

différents instituts d'observation ainsi que de différentes zones et régions. Cela permettrait de représenter la distribution des déchets flottants dans le temps et donc d'interagir enfin avec d'autres modèles océanographiques actuels.

4.4. Stratégie pour la surveillance des déchets flottants

4.4.1 L'attribution de l'origine des déchets marins flottants

En raison de la méthodologie d'observation, l'attribution de l'origine des déchets flottants représente un défi majeur. Le type de déchet marin peut être noté au cours d'une observation visuelle très rapide. Donc, contrairement aux déchets marins, il est probable que seules les catégories de déchets bruts puissent être déterminées.

Au contraire, la distribution spatiale des déchets marins offre, avec les courants et les informations fluviales, des indications sur l'origine physique, par ex. la zone d'entrée des déchets et son parcours, qui est une information précieuse sur l'importance de l'origine et qui peut aider à prendre des mesures appropriées.

La surveillance des déchets flottants est très probablement un processus itératif au cours duquel d'une part les points chauds et les parcours sont déterminés et d'autre part, des transects sélectionnés, au cours du surveillance du programme de surveillance, permettent de quantifier les tendances.

4.4.2. Distribution spatiale de la surveillance

La surveillance des déchets marins flottants par des observateurs humains est la méthode indiquée pour des petits transects dans des régions sélectionnées. Dans une région où les informations sur l'abondance des déchets marins flottants sont limitées ou inexistantes, il serait peut-être préférable de commencer par l'étude d'autres zones afin de comprendre la variabilité de la distribution des déchets. La zone sélectionnée devrait inclure des zones où une faible densité est attendue (*par ex.* haute mer), mais également des zones où une forte densité est attendue (*par ex.* près des ports). Cela permettra d'obtenir les conditions minimum/maximum et de former les observateurs. D'autres zones sélectionnées (*par ex.* dans les estuaires), à proximité des villes, dans des zones de trafic touristique et commercial au niveau local, au niveau des courants entrants des zones voisines ou des courants sortants, devraient être considérées.

Sur la base de l'expérience acquise au cours de cette première phase, un programme de routage devrait être établi incluant les zones d'intérêt.

4.4.3. Planification de la surveillance des déchets marins flottants

L'observation des déchets marins flottants dépend fortement des conditions d'observation, surtout de l'état de la mer et de la vitesse du vent. L'organisation de la surveillance doit être assez flexible et par conséquent elle doit tenir compte de ces aspects et reprogrammer les observations afin de satisfaire les conditions requises. Idéalement, l'observation devrait être effectuée après un temps minimum de mer calme, pour préserver les déchets mélangés dans la colonne d'eau à cause des tempêtes ou de la mer agitée.

La première surveillance d'investigation devrait être effectuée plus fréquemment afin de comprendre la variabilité des quantités de déchets dans le temps. Même un «burst sampling», c'est-à-dire une fréquence élevée d'échantillonnage sur une période limitée, pourrait permettre de comprendre la variabilité de l'apparition des déchets marins flottants.

La période d'observation d'une tendance dépendra des origines présumées des déchets, comme *par ex.* surveiller un estuaire après une période de pluies dans le bassin fluvial, surveiller une zone touristique après une période de vacances.

La période des relevés dépendra aussi du programme des plateformes d'observations. Les patrouilles régulières des bateaux de la Garde côtière, les voies des ferrys ou les circuits touristiques offrent souvent des opportunités qui permettent aussi leur utilisation lorsque les conditions climatiques sont bonnes.

4.5 Surveillance visuelle des déchets flottants

Le rapport sur les résultats de l'activité de surveillance exige de les regrouper par catégories de matériel, type et taille des déchets. L'approche par catégories de déchets flottants est liée au développement d'une « liste de contrôle » incluant des catégories d'autres éléments environnementaux (voir Chapitre 8). Cela permet d'effectuer des comparaisons croisées.

Les catégories de types de déchets (objets) flottants devraient être autant que possible cohérentes avec les catégories sélectionnées pour les déchets marins, les déchets des fonds marins et autres. Il existe toutefois des limitations sur ce point, mais en principe les données brutes devraient permettre de comparer différents éléments environnementaux, surtout entre les déchets flottants sur les plages et sur la surface de l'eau. C'est pourquoi la liste des catégories d'objets à adopter pour les déchets flottants devrait correspondre à la Liste de contrôle des objets. Pour l'utilisation pratique pendant la surveillance la liste doit être organisée suivant la fréquence d'apparition de l'objet pour que l'acquisition des données puisse se faire dans le temps nécessaire, qui est assez court. Des applications pour ordinateur tablette sont en cours de développement pour faciliter la documentation des données.

Lorsque l'enregistrement des objets est basé uniquement sur l'observation plutôt que sur la collecte, la taille est le seul paramètre indicatif de la quantité de matériel plastique qu'il contient. La taille d'un objet est définie ici comme sa taille maximum, sa largeur ou longueur maximum, visible pendant son observation.

La limite de taille inférieure est déterminée par les conditions d'observation. Celles-ci devraient être harmonisées pour atteindre la limite minimum de 2.5 cm. Cette taille semble raisonnable pour les observations depuis les bateaux occasionnels et elle est en ligne avec la taille moyenne enregistrée au cours des études sur les déchets marins. Cela signifie que l'observation qui n'a pas réalisé cette taille minimum ne peut pas être recommandée.

Pour rédiger un rapport complet, plusieurs étapes intermédiaires doivent être introduites, car l'observation visuelle ne permet pas de mesurer correctement la taille de l'objet. Une seule chose est possible donc : définir des classes en fonction de la taille.

Le modèle de définition/rapport de la taille devrait inclure les classes suivantes :

- 2.5 – 5 cm
- 5 - 10 cm
- 10 – 20 cm
- 20 – 30 cm
- 30 – 50 cm

Si des fourchettes de tailles plus larges (*par ex.* 2,5–10 cm, 10–30 cm, 30–50 cm) peuvent être utilisées, il est important qu'une approche commune soit utilisée, étant donné que les données seront combinées dans des bases de données communes. La phase de test de la mise en œuvre d'un protocole de surveillance doit permettre la détermination des fourchettes de tailles acceptées finales. La limite de taille supérieure sera déterminée par des calculs statistiques de la densité d'apparition de l'objet comparée à la largeur, longueur et fréquence du transept. Pour assurer la cohérence avec les études sur les déchets marins, une limite maximum de 50 cm est provisoirement proposée. Il convient d'évaluer dans des expériences et à partir des ensembles initiaux de données si les déchets individuels de plus de 50 cm doivent être signalés, étant donné que leur pertinence dans l'évaluation statistique des données provenant de transects côtiers courts et étroits peut être remise en question.

4.6. Surveillance visuelle des déchets flottants

Une approche harmonisée pour permettre aux observateurs sur les bateaux de quantifier les déchets marins flottants a été développée par le TSG-ML. Elle vise à harmoniser le processus de surveillance des déchets marins flottants :

- Dans la fourchette de taille allant de 2.5 à 50 cm,
- La largeur d'observation doit être déterminée en fonction de l'organisation de l'observation,
- Elle est programmée pour être utilisée depuis des bateaux occasionnels,
- Elle est basée sur l'échantillonnage de transepts,
- Elle devrait couvrir des petits transepts,
- Mais également enregistrer les métadonnées nécessaires.

4.6.1. Observation

L'observation depuis les bateaux occasionnels devrait permettre de détecter les déchets de 2,5 cm. L'observation de la largeur du transept dépendra donc de l'élévation par rapport à la mer et de la vitesse du bateau. En général on peut s'attendre à une largeur de transept de 10 m, mais un contrôle devrait être effectué et la largeur du corridor d'observation devrait être établie afin de voir tous les déchets de ce transept. Le tableau 4 ci-dessous indique la largeur du corridor d'observation et la variation de l'élévation d'observation et de la vitesse du vaisseau (kn = nœud = mile nautique/h). Les paramètres doivent être vérifiés avant d'acquiescer les données.

L'emplacement idéal pour l'observation sera souvent localisé dans la partie avant du navire. Si cette zone n'est pas accessible, le point d'observation sera sélectionné afin que la fourchette de tailles ciblée puisse être observée, réduisant éventuellement le corridor d'observation, les vagues provoquées par les navires pouvant interférer avec les observations. Un inclinomètre peut être utilisé pour mesurer les distances en mer (Doyle, 2007).

Table 4.6.1 Largeur du «corridor d'observation» en fonction de la hauteur d'observation et de la vitesse du bateau

Élévation d'observation par rapport à la mer	Vitesse du bateau		
	2 nœuds = 3.7 km/h	6 nœuds = 11.1 km/h	10 nœuds = 18.5 km/h
1 m	6m	4m	3m
3m	8m	6m	4m
6m	10m	8m	6m
10m	15m	10m	5m

Le protocole devra passer par une phase de mise en œuvre expérimentale au cours de laquelle il est appliqué dans différentes régions maritimes par différentes institutions. Son applicabilité est testée et un retour d'informations pour la définition des paramètres d'observation est fourni.

L'observation, la quantification et l'identification des déchets individuels flottants doivent être réalisées par un observateur spécialisé qui n'a aucune autre fonction simultanément. L'observation de déchets de petite taille et l'observation intense de la surface de la mer génèrent de la fatigue et par conséquent, des erreurs d'observation. Les longueurs des transects doivent ainsi être sélectionnées de sorte que les durées d'observations ne soient pas trop longues. Une durée d'une heure pour un observateur peut être raisonnable, ce qui correspond à une longueur de quelques kilomètres.

4.6.2. Compte rendu des résultats de surveillance

Un rapport harmonisé des résultats de la surveillance est fondamental pour pouvoir comparer les données. Les données issues de l'application du protocole, en utilisant une interface par ordinateur, forment une liste d'objets géoréférencés selon une liste de catégories. L'utilisation d'un ordinateur portable pour documenter les déchets marins flottants présente un net avantage par rapport aux documents en papier. Une application spécifique basée sur un protocole MSFD pour la surveillance des macro-déchets flottants sera développée par JRC et testée sur le terrain dans le cadre du projet PERSEUS.

Il n'est pas rare que les déchets flottants apparaissent en groupe, soit parce qu'ils ont été rejetés ensemble soit parce qu'ils s'accumulent sur les fronts océanographiques. Le système de rapport doit prévoir ce fait ainsi qu'un moyen d'évaluer de tels groupes. L'occurrence de telles zones d'accumulation doit être prise en compte lors de l'évaluation des données.

Pour les déchets marins flottants, l'unité de rapport sera : objets/km². Cette valeur peut être répartie par la suite en différentes classes de tailles pour une analyse détaillée des données.

Parallèlement aux données sur l'occurrence des déchets, une série de métadonnées doit également être enregistrée, incluant le géoréférencement (coordonnées) et la vitesse du vent (m/s). Ces données supplémentaires doivent permettre d'évaluer les données dans le contexte approprié.

4.6.3. Évaluation de la qualité / Contrôle de la qualité

L'activité très répandue d'acquisition de données de surveillance nécessitera d'une sorte d'inter-comparaison ou interétalonnage pour assurer la comparabilité des données de différentes régions et de temps, pour l'évaluation des tendances. Dans ce sens des approches devraient être développées et mises au point. Il pourrait s'agir par ex. d'activités de formation avec comparaison des observations. Ces types d'événements devraient être organisés au niveau régional avec des approfondissements à l'échelle nationale.

Une méthodologie pour calibrer la qualité de l'observation en utilisant des cibles artificielles peut être conçue à travers des activités de recherche.

4.6.4. Équipement

L'équipement utilisé pour la surveillance des déchets flottants est très réduit. En plus de la plate-forme de transport, le travail peut être simplifié par une série d'instruments :

- Un système pour marquer visuellement la zone d'observation,
- Un GPS pour déterminer la vitesse du bateau et les coordonnées géographiques,
- Un ordinateur tablette pour documenter les résultats (incluant une application/programme spécifique),
- Un système pour tester et calibrer la classification des tailles.

4.6.5. Mise en œuvre du Protocole TSG ML

La finalisation et l'acceptation générale du protocole proposé par TSG ML nécessiteront une période expérimentale au cours de laquelle les paramètres d'observation et les mécanismes de rapport seront étudiés sur un large éventail de navires et dans différentes conditions, couvrant différentes mers régionales. Cela peut être réalisé par le processus de mise en œuvre de l'EcAp et au moyen d'activités ciblées dans les projets de recherche tels que PERSEUS. Les données qui en découlent peuvent être utilisées pour ajuster le protocole. Dès que les paramètres, fourchettes de taille, catégories et conditions d'observation sont confirmés, une version finale peut être élaborée. Le protocole final doit être largement diffusé et accompagné d'activités pour sa mise en œuvre. Des formations et ateliers peuvent contribuer à une acquisition harmonisée d'ensembles de données comparables.

4.7 Autres méthodologies

Relevés en pleine mer

Tandis que le protocole proposé vise les relevés côtiers, il existe également des approches pour la surveillance des déchets depuis le large, à l'aide de navires. Alors qu'ils couvrent de larges zones, ces relevés font face à des conditions d'observation très différentes et suivent donc différents protocoles d'observation.

Enquêtes aériennes

L'opportunité d'avoir recours à l'enquête aérienne (par ex. pour l'observation/surveillance des mammifères marins) a été considérée. La taille minimum des objets observés est fixée à 30 cm environ, donc cette approche pourrait être adaptée à la fraction de taille supérieure à 30 cm envisagée par TSG-ML.

Études avec utilisation de filets pour macro-déchets

L'échantillonnage physique de macro-déchets flottants nécessite d'une grande ouverture du filet effectuée à la surface de l'eau. La densité d'apparitions de macro-déchets exige un temps bateau assez

important et des équipements spécifiques. Cette méthode s'applique aux microdéchets flottants. Il doit y avoir une recherche méthodologique sur la manière de couvrir la gamme de dimension entre 5mm et 2,5cm, qui est très pertinente pour l'ingestion par le biote marin ;

Surveillance de déchets riverains

Même si elle n'est pas envisagée dans l'actuel cadre de surveillance des déchets, le protocole TSG-ML s'applique également à la surveillance des déchets flottants sur les rivières en tant qu'indication d'une éventuelle source de charge de déchets dans l'environnement marin, en les observant depuis les ponts ou autre infrastructure analogue.

Nouvelles méthodologies

Un autre système strictement lié à la surveillance par observation visuelle humaine est constitué par la surveillance par acquisition d'images numériques à travers des systèmes de caméras numériques surveillée par l'analyse avec des techniques de reconnaissance d'images. EC JRC est en train de développer la JRC Sealittercamera (Caméra déchets marins), un système provisoirement utilisé sur les bateaux de croisière Costa Crociere dans la Méditerranée occidentale (Hanke, 2011, publication en préparation)

4.8. Conclusions

Messages clés pour le processus de mise en œuvre ECAP :

- La surveillance de déchets marins flottants sur des transects côtiers sélectionnés est recommandée.
- La surveillance des déchets marins suspendus au centre de la colonne d'eau n'est pas recommandée.
- Les catégories de tailles surveillées doivent inclure une gamme couvrant les petits objets pertinents.
- La surveillance des déchets flottants doit suivre un protocole spécifique convenu à l'échelle régionale dans le cadre du processus de mise en œuvre de la surveillance de l'ECAP/PNUE/PAM MED POL

5. Déchets sur les fonds marins (Indicateur commun 23 : tendances relatives à la quantité de déchets dans la colonne d'eau, y compris les microplastiques et les déchets reposant sur les fonds marins)

5.1. Introduction aux déchets des fonds marins

Les approches les plus courantes pour l'évaluation des distributions de déchets marins utilisent l'échantillonnage opportuniste. Ce type d'échantillonnage est généralement associé à des études régulières des ressources halieutiques (les réserves marines, les plateformes offshore,...) et des programmes sur la biodiversité, étant donné que les méthodes pour déterminer les distributions de déchets marins (par exemple le chalutage, la plongée, la prise de vidéos) sont généralement similaires à celles utilisées pour les évaluations benthiques et de la biodiversité. L'utilisation de submersibles ou de véhicules sous-marins téléguidés (ROV) est une approche possible pour les zones de la mer profonde bien que cela requiert des équipements coûteux. Les programmes de surveillance pour les stocks démersaux, entrepris dans le cadre de MEDITS (Projet d'études internationales par chalutage de fond en Méditerranée), opèrent à l'échelle régionale et offrent des données utilisant un protocole harmonisé, qui pourrait offrir un soutien cohérent pour la surveillance régulière des déchets à l'échelle régionale et dans le cadre des exigences de l'ECAP.

5.2. Champs d'application et problèmes clés à aborder

Pour les eaux peu profondes, la surveillance des déchets des fonds marins n'est pas toujours envisagée pour toutes les zones côtières en raison des ressources limitées. Dans ces zones, la stratégie doit être déterminée par chaque partie contractante au niveau national, en fonction des zones prioritaires à surveiller. Les approches opportunistes peuvent être utilisées pour minimiser les frais. De précieuses informations peuvent être obtenues grâce à la surveillance constante des espèces benthiques dans les zones protégées, au cours des études par caméras remorquées, le dragage des ports et les activités de plongée. Des activités de surveillance supplémentaires peuvent être mises en place pour couvrir toutes les zones créant un réseau de surveillance cohérent. La stratégie d'échantillonnage devrait permettre la génération de données détaillées, pour évaluer les origines les plus probables, l'évaluation des tendances et la possibilité d'évaluer l'efficacité des mesures. Le TSG-ML propose des protocoles simples basés sur les études de chalutage existantes et deux autres protocoles basés sur la plongée et les images vidéo correspondant aux exigences ECAP et soutenant l'harmonisation au niveau régional dans le cas d'une application transnationale.

Le chalutage (à perche ou à panneaux) est une méthode efficace pour l'évaluation à grande échelle et la surveillance des déchets de fonds marins. La stratégie de surveillance des fonds marins peut se fonder sur la surveillance permanente déjà développée au niveau régional. Il convient de faire remarquer que la géomorphologie peut influencer l'accumulation des déchets dans les fonds marins et certaines restrictions d'échantillonnage dans les régions rocheuses (incompatibles avec le chalutage) pourraient entraîner une sous-estimation des quantités présentes. La désignation et le développement d'un programme de surveillance adéquat devront prendre en compte ces limites. Les programmes d'évaluation des stocks halieutiques actuels couvrent la majorité des mers régionales.

Seuls quelques pays devront considérer les zones de haute mer en termes de surveillance des déchets des fonds marins. La stratégie doit être déterminée par chaque Partie contractante au niveau national, en fonction des zones affectées, mais les résultats antérieurs indiquent que la priorité doit être accordée aux canyons côtiers. Les protocoles basés sur les images vidéo sont les seules approches pour la surveillance des zones de mer profonde. Ces protocoles se basent sur l'utilisation des (ROV)/submersibles. Étant donné que les déchets s'accumulent et se désintègrent lentement dans les eaux de mer profonde, une évaluation pluriannuelle suffira.

5.3 Surveillance des fonds marins peu profonds (<20m)

La méthode la plus couramment utilisée pour estimer la densité de déchets marins dans les zones côtières peu profondes consiste à mener des études visuelles sous-marines en faisant de la plongée/snorkelling. Ces études sont basées sur des études de transepts linéaires de déchets sur fonds

marins, inspirées au PNUE (Cheshire, 2009). Ce protocole est actuellement utilisé pour évaluer la faune benthique. L'équipement de plongée et des observateurs formés sont nécessaires. Seuls les déchets de 2.5 cm sont considérés, entre 0 et 20 m (jusqu'à 40 m en présence de plongeurs habiles).

5.3.1. Exigences techniques

Fréquence

La fréquence minimum d'échantillonnage pour chaque site devrait être annuelle. Idéalement il est recommandé de surveiller les emplacements tous les trois mois (pour permettre une interprétation en termes de changements saisonniers).

Transects

Les relevés sont réalisés à travers 2 transects linéaires sur chaque site. Pour ne pas biaiser l'étude, les transects doivent être bien répartis au hasard sur la zone d'étude ou sur une grille de lignes systématiquement espacées superposées au hasard. Toutefois, pour une approche basée sur un modèle tel que le DSM (density surface modelling) les transects linéaires ne doivent pas être situés selon un schéma formel et restrictif d'échantillonnage de surveillance, même si une bonne couverture spatiale de la zone d'étude serait souhaitable. Les transects linéaires se déterminent à l'aide d'un fil de nylon, marqué tous les 5 mètres avec une peinture résistante, déployé en utilisant une bobine de plongée en faisant de la plongée.

Les déchets individuels dans les 4 m de la ligne (la moitié de la largeur - WT - des transects linéaires) sont enregistrés. Pour chaque déchet observé, si possible, le segment linéaire correspondant, sa distance perpendiculaire de la ligne (YI - pour l'évaluation de la probabilité de détection, mesurée à l'aide d'une tige de plastique de 2 m), et la catégorie de taille des déchets (WI) sont enregistrés. La nature du fond/habitat est aussi enregistrée. La longueur des transects linéaires varie entre 20 et 200 m, en fonction de la profondeur, du gradient de profondeur, de la turbidité, de la complexité de l'habitat et de la densité des déchets (KATSAVENAKIS, 2009). Les résultats sont exprimés en termes de densité des déchets (objets/m² ou objets/100 m²).

Délectabilité

Dans les recensements d'échantillonnage à l'aide de Distance, la détectabilité est utilisée pour corriger les estimations d'abondance (Katsavenakis, 2009). Le programme standard pour modéliser la détectabilité et estimer la densité/l'abondance, sur la base des recensements d'échantillonnage à l'aide distance est = DISTANCE (Thomas et al., 2006).

5.3.2. Utiliser des bénévoles pour les enquêtes dans les eaux peu profondes

Les plongeurs professionnels et amateurs peuvent fournir de précieuses informations sur les déchets qu'ils voient sous l'eau et leur position privilégiée leur permet de contribuer à la surveillance de déchets benthiques. Ils peuvent accéder, ils ont les compétences et l'équipement nécessaire pour collecter, enregistrer et partager les informations obtenues sur les déchets qu'ils rencontrent sous l'eau. De nombreux clubs de plongée et magasins spécialisés organisent des opérations de nettoyage sous-marines, souvent en partenariat avec des ONG ou les gouvernements locaux. Un grand nombre de ces événements, s'ils sont bien gérés, peuvent représenter une source précieuse d'informations et peuvent se transformer en une partie régulière de l'étude, de la surveillance ou même des efforts d'évaluation effectués en utilisant des bénévoles.

Pour certaines Parties contractantes, le fait de se servir de plongeurs bénévoles pourrait être une bonne opportunité pour la surveillance des déchets des eaux peu profondes, mais il faudrait atteindre la standardisation et la conformité avec les méthodologies communes et les instruments proposés ici. Des sites fixes, une fréquence commune et une méthodologie d'échantillonnage peuvent être établies assez facilement par chaque État membre et la formation, la distribution du matériel, etc. et peuvent être assurés assez facilement si des ONG ou des institutions de recherche partenaires sont impliquées.

5.4 Surveillance des fonds marins (20-800m)

Parmi toutes les méthodes examinées, le chalutage (chalut à panneaux) s'est révélé la plus appropriée pour une évaluation et une surveillance à grande échelle (Goldberg, 1995, Galgani et al., 1995, 1996, 2000). Cependant quelques restrictions s'imposent dans des régions à fond rocheux et avec sédiments mous, car cette méthode peut être restreinte et/ou sous-estimer les quantités présentes. Cette approche est toutefois fiable, reproductible, elle permet d'élaborer des statistiques et de comparer les sites. Comme recommandé par PNUE (Cheshire, 2009), les sites devraient être sélectionnés pour assurer qu'ils i) incluent des régions avec un substrat uniforme (idéalement sable/fond vaseux) ; ii) qu'ils considèrent des zones qui génèrent/accumulent les déchets ; iii) qu'ils évitent des zones dangereuses (présence de munitions), des zones sensibles ou protégées ; iv) qu'ils n'affectent pas des espèces en voie d'extinction ou protégées. Les unités d'échantillonnage devraient être stratifiées par rapport aux origines (urbaine, rurale, proche des apports fluviaux) et aux zones affectées au large (courants majeurs, routes de navigation, zones de pêche, etc.).

Les stratégies générales pour étudier les déchets des fonds marins ressemblent à la méthodologie utilisée pour l'écologie benthique qui met l'accent surtout sur l'abondance et sur la nature des objets (par ex. sachets, bouteilles, morceaux de plastique) plutôt que sur leur masse. L'apparition d'études internationales par chalutage de fond comme IBTS (Atlantique), BITS (Baltique) et MEDITS (Méditerranée/mer Noire) offre des outils précieux et utiles pour la surveillance des déchets marins. Elles utilisent des instruments communs en fonction de la région (réseau MEDITS pour la Méditerranée) et elles offrent des conditions harmonisées et courantes d'échantillonnage (20 mm de maille, 30-60 min de calée, grande surface d'échantillonnage couverte) ainsi que des informations hydrographiques et environnementales (température en surface et sous l'eau, salinité en surface et sous l'eau, direction & vitesse de courant en surface et sous l'eau, direction & vitesse du vent, direction et hauteur de la houle). Plus de 20 unités d'échantillonnage sont échantillonnées dans chaque région conformément aux recommandations PNUE (Cheshire, 2009).

Ainsi, TSG-ML recommande vivement d'utiliser ces programmes en cours et permanents pour collecter des données concernant les déchets marins sur les fonds marins. Cela permettra de comparer les données des différents pays et d'évaluer le transport transnational.

5.5 Exigences techniques

Le protocole d'échantillonnage et de marges de chalutage (20-800m) a été standardisé pour chaque région :

La Mer Méditerranée et la Mer Noire

Pour la Méditerranée, le protocole s'inspire du protocole MEDITS (voir le manuel du protocole, BERTAN et al., 2007). Le protocole est aussi un protocole de référence pour les pays associés, y compris la Roumanie et la Bulgarie pour la Mer Noire. Les parcours sont situés sur la base d'un schéma d'échantillonnage stratifié de profondeur avec quelques dessins des positions à l'intérieur de chaque strate. Le nombre de positions dans chaque strate est proportionnel à la surface de ces strates et les calées se font au même endroit un an après l'autre. Les profondeurs suivantes (10 – 50 ; 50 – 100 ; 100 – 200 ; 200 – 500 ; 500 - 800 m) sont fixées dans toutes les zones comme limites de strates. La Mer Méditerranée compte au total 1385 calées couvrant les bancs et les pentes de 11 pays de la Méditerranée.

La durée des calées est de 30 minutes pour des profondeurs inférieures à 200 m et de 60 minutes pour des profondeurs de plus de 200m (définie comme le moment où l'ouverture verticale du filet et l'ouverture des portes sont stables), en utilisant le même chalut 73 GOV avec des filets à maille 20 mm (BERTRAN et al, 2007) et l'échantillonnage entre mai et juillet, à 3 nœuds entre 20 et 800 m de profondeur.

Détection des tendances

La cohérence des résultats est basée sur la stratégie d'échantillonnage et sur les efforts de surveillance. La surveillance à long terme des déchets sur les fonds marins a été effectuée dans certains pays de l'UE tels que le Royaume Uni, l'Allemagne, l'Espagne et la France. Dans certains cas comme les marges du Golfe de Lyon (France), les études des tendances (70 Stations, profondeur 40-800m) ont indiqué une diminution statistiquement significative [Abondance (10-4) = 0.038 x (Année) + 1.062 (R2 =0.36)] permettant de mesurer une diminution de 15% en 15 ans.

Toutefois, l'analyse de puissance de l'échantillonnage IBTS par Cefas indique que la détection d'un changement de 10% dans 5 ou 10 ans est peu probable sans des échantillons massifs. Cependant, 50% des changements dans 5 ou 10 ans semblent être facilement détectables avec les plans actuels basés sur des études des stocks de poissons comme IBTS.

Enregistrement et gestion de données

Une fiche pour l'enregistrement de données basée sur ce système a été intégrée dans le Manuel MEDITS. Les données concernant les déchets devraient être collectées dans ces fiches et dans les catégories d'objets des fonds marins préparés par TSG-ML. D'autres éléments des opérations de calée devraient également être enregistrés – Voir MEDITS pour la Méditerranée/Mer Noire.

Les données concernant les déchets devraient être insérées comme objets/ha ou objets/km² avant de continuer avec l'élaboration et l'analyse.

5.6. Catégories de déchets pour fonds marins

La dégradation des déchets marins étant affectée par la lumière, l'oxygène et l'action des vagues, la persistance des déchets marins sur le fond marin et sur le fond en haute mer est augmentée avec des résultats remarquables sur la nature des déchets que l'on retrouve. Un autre facteur important qui influence la composition des déchets benthiques est lié au type d'activité. Typiquement l'analyse des origines indiquait l'importance et les différences entre les déchets provenant des bateaux, comme dans la Mer du Nord méridionale, et les déchets provenant de la terre comme dans la Mer Méditerranée. La définition des catégories devra tenir compte de cela pour l'élaboration d'un protocole. Bien que les déchets marins soient fortement touchés par le transport, la pêche s'est révélée la source principale de déchets dans certaines zones de pêche ou d'aquaculture. D'autres types de déchets marins spécifiques assez similaires ont été trouvés dans des zones touchées par le tourisme, autour des plages, comme dans la Mer Méditerranée. Cela peut avoir une influence sur la stratégie de surveillance des régions sélectionnées, par exemple les eaux peu profondes.

Un système standardisé de classement des déchets a été défini avant de surveiller les fonds marins par TSG-ML. Ces catégories ont été définies en fonction des types de déchets trouvés à niveau régional, permettant la définition d'une série de catégories principales communes pour toutes les régions. Les catégories principales se basent sur un système hiérarchique qui inclut des sous-catégories. Ce système comprend 4 catégories principales de matériel (plastique, métal, caoutchouc, verre/céramique, produits naturels). Il existe différentes sous-catégories qui permettent de décrire les déchets d'une manière plus détaillée. D'autres catégories spécifiques peuvent être ajoutées par les États membres et une description supplémentaire de l'objet peut apporter une valeur ajoutée, tant que les catégories principales et les sous-catégories sont maintenues. En outre le poids, les photos et les notes sur des organismes qui peuvent être attachés aux déchets peuvent compléter la classification des objets.

Autres paramètres

Les informations sur le site et les caractéristiques d'échantillonnage de chalutage par exemple la date, la position, le type de chalut, la vitesse, la distance, les zones échantillonnées, la profondeur, les conditions hydrographiques et météorologiques devraient également être enregistrées.

Des fiches de données doivent être remplies pour chaque chalut et compilées par l'étude. Si plusieurs comptes (transepts/observateurs) sont faits sur un site donné une nouvelle fiche devrait être utilisée pour chaque calée. Après chaque étude, les données doivent être rassemblées pour l'analyse et la production du rapport final.

5.7. Surveillance complémentaire des fonds marins – caméra vidéo

Les évaluations de déchets marins sur fonds marins profonds à grande échelle sont rares à cause des ressources disponibles pour la collecte de données. Un équipement spécifique est nécessaire, incluant des ROV et/ou des submersibles, qui peuvent être particulièrement coûteux, surtout dans des zones de mer profonde.

La caméra vidéo remorquée pour eaux peu profondes (LUNDQVIST, 2013) ou les RVO pour eaux plus profondes sont des équipements plus simples et en général moins coûteux et donc ils sont recommandés pour ce type d'études de déchets. Il existe quelques protocoles qui comptent les déchets sur des parcours et les expriment en objet/km, surtout lorsque des submersibles ou des RVO sont utilisés à des profondeurs variables au-dessus du fond marin profond (GALGANI et al., 1996), mais la technologie permet d'évaluer les densités à travers des images vidéo en utilisant une approche standardisée surtout pour les eaux peu profondes.

5.8. Évaluation de la qualité/contrôle de la qualité pour les déchets sur les fonds marins

Plusieurs Parties contractantes du PNUE/PAM MED POL ont indiqué qu'elles utiliseront les relevés des stocks de poissons pour le contrôle des déchets benthiques. Cette approche est considérée comme adéquate bien que les quantités de déchets puissent être sous-estimées en raison des restrictions observées dans certaines zones. L'adoption d'un protocole commun permettra d'atteindre un niveau d'harmonisation significatif entre les différents pays parties prenantes qui appliquent ce type de stratégie d'échantillonnage.

Les données relatives aux déchets sur fonds marins peu profonds sont collectées en utilisant des protocoles qui ont déjà été validés pour les espèces benthiques.

Jusqu'à aujourd'hui, aucun programme d'assurance de la qualité n'a été envisagé pour le contrôle des déchets sur les fonds marins. Pour le MEDITS, les données d'échantillonnage sont collectées dans la base de données DATRAS et participent au contrôle de la qualité des données relatives aux conditions hydrographiques et environnementales. Ce processus peut également encourager l'assurance de la qualité pour les données relatives aux déchets. Des discussions sont actuellement en cours sur la façon d'organiser et d'harmoniser un système spécifique pour collecter, valider et organiser les données par le biais d'une plateforme commune, permettant la révision et la validation des données. Le MEDITS a inclus des données relatives aux déchets à analyser au sein d'un sous-groupe spécifique.

5.9. Conclusions

Envisager les possibilités de conjuguer les efforts en matière de surveillance constitue certainement la meilleure approche en vue de surveiller les déchets sur fonds marins.

Il peut exister d'autres opportunités d'associer les études portant sur les déchets marins avec d'autres études standards (contrôle au sein des réserves marines, plateformes au large, etc.) ou avec des programmes portant sur la biodiversité.

6. Déchets ingérés ou emmêlant des organismes marins, en particulier les mammifères, les oiseaux marins et les tortues marines (déchets dans le biote, Indicateur commun potentiel 24: tendances relatives à la quantité de débris que les organismes marins ingèrent ou dans lesquels ils s'emmêlent, en particulier les mammifères, les oiseaux marins et les tortues de mer déterminés)

Nota Bene : Considérant la disponibilité des protocoles et l'état actuel des connaissances, un indicateur couvrant la tortue marine *Caretta caretta* est recommandé.

6.1. Portée et questions clés à aborder

En mer du nord, il existe un indicateur disponible qui exprime l'impact des déchets marins (EcoQO OSPAR). Celui-ci mesure la quantité de déchets ingérés par le fulmar boréal et est employé pour évaluer les tendances temporelles, les différences régionales et la conformité par rapport à une cible définie pour une qualité écologique acceptable dans la région de la mer du nord (Van Franeker *et al.*, 2011). Un protocole combiné, proposé par TSG-ML, peut être utilisé pour les oiseaux marins en général. Il peut par exemple être appliqué dans le cadre de la surveillance standard des puffins dans certaines zones de la Méditerranée.

Toutefois, des outils alternatifs sont nécessaires pour la mer Méditerranée. Sur la base des informations et expertises disponibles, un protocole de surveillance des déchets marins pour les tortues marines se concentrant sur des paramètres pertinents dans le cas de la Méditerranée est proposé par TSG-ML. L'approche adoptée pour le développement des protocoles relatifs à l'ingestion consiste à appliquer la même catégorisation des déchets marins pour toutes les études portant sur l'ingestion par les vertébrés. Les catégories standards appliquées se basent sur la méthodologie existante pour le fulmar, dans laquelle un certain nombre de catégories de plastiques sont dénombrées et pesées en tant qu'unité.

De plus, davantage de connaissances portant sur l'occurrence de cas d'organismes marins emmêlés sont compilées. Sur la base de ces conclusions, un protocole harmonisé pour l'évaluation de l'utilisation de déchets plastiques pour la confection de nids associée à la mortalité due à l'emmêlement au sein des colonies de nidification des oiseaux, notamment des puffins, est proposé par le TGS-ML pour une application immédiate.

Les cas d'emmêlement chez les animaux échoués, chez les animaux vivants (autres que ceux liés aux nids des oiseaux marins), l'ingestion de déchets par les mammifères marins, l'ingestion de déchets par les invertébrés marins et les recherches portant sur les transferts au sein de la chaîne alimentaire sont reflétés dans le rapport final du TSG-ML. Toutefois, seuls les ingestions et les emmêlements dans des déchets marins pour les mammifères marins sont pris en considération par le TSG-ML en vue de développements supplémentaires tandis que les autres aspects constituent des questions essentielles pour la recherche, mais ne sont pas appropriés pour être recommandés dans le cadre de l'application d'une surveillance à grande échelle à ce stade.

6.2. Oiseaux marins

La méthodologie de l'outil proposé par le TSG-ML se base sur les méthodes de l'Objectif de qualité écologique de l'OSPAR (EcoQO) pour la surveillance des particules de déchets dans les estomacs des fulmars boréaux (*Fulmaris glacialis*). Le contenu des estomacs des oiseaux échoués ou retrouvés morts est utilisé pour mesurer les tendances et différences régionales au niveau des déchets marins. Les informations contextuelles et les exigences techniques sont décrites en détail dans les documents relatifs à la méthodologie EcoQO pour le fulmar. Une étude pilote évaluant les méthodes et les sources potentielles d'erreurs a été menée par Van Franeker & Meijboom (2002). Les procédures de dissection des oiseaux, notamment les marqueurs pour l'âge, le sexe, la cause du décès, etc., ont été spécifiées dans l'ouvrage de Van Franeker (2004). Davantage de détails sur l'EcoQO de l'OSPAR ont été donnés dans OSPAR (2008, 2010a, b) et dans Van Franeker *et al.*, (2011a, 2011b).

Compartiments du milieu marin associés :

Les oiseaux marins tels que les fulmars ou les puffins se nourrissent à la surface de la mer. La colonne d'eau, et particulièrement la surface de l'eau, est donc le compartiment du milieu marin concerné lorsqu'il s'agit de quantifier les déchets retrouvés dans les estomacs des fulmars.

6.2.1. Exigences techniques

Les corps des oiseaux sont conservés congelés jusqu'à l'analyse. Des méthodes de dissection standardisées pour les dépouilles des Fulmars ont été publiées dans un manuel spécifique (van Franeker, 2004) et sont calibrées internationalement lors d'ateliers annuels. Les analyses du contenu de l'estomac et les méthodes de traitement des données et de présentation des résultats ont été décrites en détail dans Van Franeker & Meijboom (2002) et mises à jour dans des rapports ultérieurs. La méthodologie a été publiée dans la littérature scientifique reconnue (van Franeker *et al.*, 2011a, b). Par souci de commodité, certaines informations relatives à la méthodologie sont reprises ici de façon condensée.

Lors des dissections, une série complète de données est notée pour permettre de déterminer le sexe, l'âge, le statut de reproduction, la cause probable de la mort, l'origine, et d'autres paramètres. L'âge, qui est la seule variable ayant une influence sur la quantité de déchets présents dans l'estomac, est principalement déterminé en fonction du développement des organes sexuels (taille et conformation) et de la présence de Bourses de Fabricius (une glande située à proximité de la fin de l'intestin et qui joue un rôle dans le système immunitaire des jeunes oiseaux; elle est bien développée chez les oisillons, mais disparaît au cours de la première année de vie ou peu après). Davantage de détails sont donnés dans Van Franeker 2004.

Après la dissection, les estomacs des oiseaux sont ouverts pour procéder à l'analyse. L'estomac des Fulmars est composé de deux « unités » : dans un premier temps, les aliments sont stockés et commencent à être digérés dans un grand estomac glandulaire (le proventricule) après quoi ils passent dans un petit estomac musculaire (le gésier) où les restes plus durs de la proie peuvent être assimilés par broyage mécanique. Dans le souci du meilleur rapport coût-efficacité de la surveillance, les contenus du proventricule et du gésier sont rassemblés, mais l'option de procéder à des analyses distinctes doit être envisagée lorsque cela est possible.

Le contenu des estomacs est soigneusement rincé dans un tamis à maille d'1 mm et est ensuite transféré dans une boîte à pétri pour être trié grâce à un microscope binoculaire. On utilise une maille de 1 mm, car les mailles plus petites peuvent facilement être obstruées par le mucus provenant de la paroi de l'estomac et par des résidus alimentaires. Les analyses qui ont recours à de plus petites mailles se sont avérées extrêmement coûteuses en termes de temps et il semble que les particules inférieures à 1 mm soient rarement présentes dans les estomacs et contribuent très peu à la masse de plastique.

Si du pétrole ou des polluants chimiques sont retrouvés, ils peuvent être sous-échantillonnés et pesés avant de procéder au rinçage du reste du contenu de l'estomac. Si des substances collantes entravent la suite du traitement des déchets, on utilise de l'eau chaude et des détergents pour nettoyer le matériel comme nécessaire pour pouvoir procéder au tri et au comptage par microscope binoculaire.

Catégories de déchets – informations relatives à la source

Dans l'EcoQO Fulmar, les contenus des estomacs sont triés en différentes catégories et cette catégorisation est également appliquée pour le biote du milieu marin en surveillant l'ingestion chez les oiseaux marins, les tortues marines et les poissons.

La catégorisation du contenu de l'estomac du fulmar est basée sur les « formes » générales de plastiques (feuille, filament, mousse, fragment et autres) ou d'autres caractéristiques générales des détritiques et déchets. Ceci est dû au fait que dans la plupart des cas, les particules ne peuvent pas être explicitement liées à des objets spécifiques. Mais lorsque cela est possible, en l'indiquant dans les

fiches techniques, les éléments doivent être décrits et il faut leur attribuer un numéro de catégorie de déchets en utilisant une liste de référence, telle que la “Liste de Référence” développée par le groupe TGS ML.

Pour chaque catégorie/sous-catégorie de déchets, on procède à une évaluation de:

- 1) l'incidence (pourcentage d'estomacs analysés contenant des déchets);
- 2) l'abondance en termes de nombre (nombre moyen d'éléments par individu), et
- 3) l'abondance en termes de masse (poids en grammes, avec une précision à la 4e décimale près)

En raison des variations potentielles dans les données annuelles, il est recommandé de décrire les «taux actuels» comme la moyenne pour toutes les données de la période de 5 ans la plus proche, pour laquelle la moyenne est la “moyenne de la population” qui comprend des individus qui ne présentaient aucune présence de déchets dans l'estomac.

Comme indiqué, la présentation des données EcoQO pour les Fulmars boréaux est basée sur la combinaison des contenus des estomacs glandulaires (proventricule) et musculaires (gésier). Les résultats des différents groupes d'âge sont combinés, excepté pour les oisillons ou les jeunes oiseaux qui doivent être traités séparément. Les altérations potentielles provenant de la structure d'âge dans les échantillons doivent être contrôlées régulièrement.

Fourchette de taille

Dans le modèle de surveillance du fulmar, les contenus des estomacs sont rincés à travers un tamis à mailles d'1 mm avant de procéder à la classification, au comptage et au pesage. La fourchette de taille des plastiques analysés est donc \geq à 1 mm. Les données non publiées sur les détails relatifs à la taille des particules présentes dans les estomacs des fulmars montrent qu'une taille de maille plus petite ne serait pas utile, car les éléments plus petits sont passés dans l'intestin.

Couverture spatiale

Les oiseaux morts sont ramassés sur les plages ou suite à des décès accidentels tels que les victimes de la pêche à la palangre; les jeunes oiseaux tués sur les routes, etc. (pour la méthodologie, voir Van Franeker, 2004).

Fréquence des études

Un échantillonnage continu est nécessaire. Une taille d'échantillon de 40 oiseaux ou plus est recommandée pour obtenir une moyenne annuelle fiable pour une zone particulière. Toutefois, les années marquées par un faible échantillonnage peuvent également être utilisées dans l'analyse des tendances, dans la mesure où ces dernières sont fondées sur des individus et non sur les moyennes annuelles. Pour obtenir des conclusions fiables sur l'évolution ou la stabilité des quantités de déchets ingérés, des données sur des périodes de 4 à 8 ans (en fonction de la catégorie de déchets) sont nécessaires.

Maturité de l'outil

La méthode est mature et est appliquée.

Applicabilité régionale de l'outil

L'outil est applicable aux régions où l'on retrouve des fulmars; pour les espèces d'oiseaux marins similaires telles que les espèces de la famille des procellariiformes, la méthodologie peut suivre cette approche. Elle peut par exemple être appliquée aux espèces de puffins présentes dans la mer Méditerranée.

6.2.2. Évaluation de la qualité/contrôle de la qualité

La méthodologie à laquelle se réfère cet outil est fondée sur une méthodologie OSPAR commune développée sur plusieurs années avec le CIEM et OSPAR et qui a reçu une pleine assurance de la qualité grâce à sa publication dans la littérature scientifique reconnue (Van Franeker *et al.*, 2011a). La méthodologie EcoQO a été testée dans le détail et appliquée aux Fulmars boréaux *Fulmarus glacialis*, notamment dans les régions de l'Arctique canadien et du Pacifique nord. Tous les aspects de la méthodologie peuvent être appliqués à d'autres oiseaux marins procellariiformes avec pas ou très peu de modifications. Des études cliniques sont menées en utilisant les puffins des zones situées le plus au sud de l'Atlantique nord et de la Méditerranée. Pour les autres familles d'oiseaux, les méthodes peuvent nécessiter une adaptation dans la mesure où la morphologie de l'estomac, l'écologie alimentaire et la régurgitation des contenus indigestes de l'estomac diffèrent et peuvent avoir un impact sur les approches méthodologiques.

Évaluation des tendances

Dans l'EcoQO Fulmar, la signification statistique des tendances relatives aux déchets ingérés, à savoir les plastiques, est basée sur une régression linéaire de données transformées pour la masse de déchets (d'une catégorie choisie) dans les estomacs des individus comparée à l'année de leur ramassage. Les tendances « récentes » sont définies comme obtenues à partir de l'ensemble des données sur la période de 10 ans la plus proche. L'EcoQO Fulmar se concentre sur les analyses de tendances pour les plastiques industriels, les plastiques de consommation courante et leur total combiné.

6.3. Tortues marines

Le contenu des estomacs des tortues caouannes *Caretta caretta* prises au piège (Linnaeus, 1758) est utilisé pour mesurer les tendances et différences régionales au niveau des déchets marins. Une récente étude pilote évaluant les méthodes et les sources potentielles d'altérations a été menée en 2012 par ISPRA, CNR-IAMC Oristano, Station zoologique de Naples; Université de Sienne, Université de Padoue, ArpaToscana.

Compartiments du milieu marin associés

La *Caretta caretta* se nourrit au niveau de la colonne d'eau et du fond marin. Ces deux compartiments du milieu marin sont donc pris en compte lors de la quantification des déchets trouvés dans les estomacs des tortues caouannes échouées.

6.3.1. Exigences techniques

La tortue caouanne *Caretta caretta* est une espèce protégée (CITES Annexe I), seules les personnes autorisées peuvent donc manipuler ces tortues.

Après avoir trouvé l'animal, sa découverte doit être signalée aux principales autorités et l'opération doit se faire en coordination avec les autorités locales (conformément à la législation nationale). À partir des premières observations et si possible encore sur le lieu de la découverte, certaines données doivent être enregistrées dans une feuille de « Données d'identification ». L'animal doit être transporté dans un centre de services agréé pour être autopsié. Si le corps est dans un état de décomposition trop avancé, l'intégrité de l'appareil digestif doit être évaluée avant d'être traité par l'organisme agréé. S'il n'est pas possible de procéder à l'autopsie immédiatement après la découverte du corps, la carcasse doit être congelée à -16 °C, au sein de la structure de réhabilitation.

Avant de procéder à la nécropsie, des mesures morphométriques doivent être collectées et enregistrées dans une fiche de données appropriée. Il faut procéder à un examen externe de l'animal, notamment à l'inspection de la cavité orale pour détecter la présence potentielle de matières étrangères. La méthodologie suggérée dans le rapport TGS ML peut être appliquée pour procéder à une dissection de l'animal visant à analyser le système gastro-intestinal (GI).

La procédure suivante d'échantillonnage des contenus gastro-intestinaux peut être appliquée à toutes les sections du GI: la section du GI doit être placée dans un broyeur gradué de la taille adéquate, prépesée sur une balance électronique (précision à ± 1 g). La section du GI doit être ouverte et le contenu vidé dans le broyeur à l'aide d'une spatule, surveillance du relevé du poids net et du volume du contenu. La section du GI doit être observée et toute présence d'ulcères ou de lésions causés par des objets en plastique dur doit être notée.

Le contenu doit être inspecté pour détecter la présence de goudron, de pétrole, ou de matières particulièrement fragiles qui doivent être retirées et traitées séparément. La partie liquide, le mucus et les matières digérées non identifiables doivent être retirés en nettoyant le contenu à l'eau douce à travers un filtre à maille d'1 mm, surveillance d'un rinçage de toute la matière collectée à travers un filtre d'1 mm dans 70 % d'alcool et enfin dans de l'eau douce à nouveau. Le contenu retenu par le filtre doit être placé dans des sacs ou des pots en plastique, étiqueté et congelé, en n'oubliant pas de mentionner le code de l'échantillon et la section du GI correspondante. Enfin, le contenu peut être envoyé pour procéder à l'analyse.

REMARQUE: si le contenu est conservé dans un fixatif liquide, la mention du composé et le pourcentage de dilution doivent être notés et être communiqués à l'équipe chargée de procéder à l'analyse.

Pour l'analyse du contenu du GI, les composés organiques doivent être séparés de tous autres objets ou matières (déchets marins). La fraction de déchets marins doit être analysée et classifiée à l'aide d'un microscope stéréoscopique, en appliquant l'approche utilisée dans le protocole pour l'ingestion chez les oiseaux (Van Franeker *et al.*, 2005¹⁶; 2011 b; Matiddi *et al.*, 2011¹⁷) et en utilisant une Fiche de Données standardisée.

La fraction de déchets marins doit être séchée à température ambiante et la proportion de matière organique à 30 C. Les deux fractions doivent être pesées, y compris les différentes catégories d'objets identifiés au sein de la fraction de déchets marins. Le volume de déchets trouvés doit également être mesuré, par la variation du niveau d'eau dans un broyeur gradué, lorsque les objets sont immergés sous vide. Si possible, différentes catégories d'« aliments » doivent également être identifiées. Dans le cas contraire, le contenu séché doit être placé dans des sacs étiquetés et envoyé à un taxonomiste expert.

Une méthode de remplacement à appliquer à l'échantillonnage des déchets excrétés par les tortues marines vivantes (analyse des boulettes fécales) dans le cas où l'on retrouverait un spécimen en vie est recommandée par le TSG-ML.

Extraction de données

En appliquant le protocole pour les oiseaux marins, l'abondance en termes de masse (poids en grammes, avec une précision à la 3e décimale près) est la principale information utile dans le cadre du programme de surveillance.

L'entrée des données est réalisée en utilisant un Formulaire standardisé.

Catégories de déchets – informations relatives à la source

Pour les analyses menées sur les tortues, les contenus des estomacs sont classés dans les mêmes catégories que pour les oiseaux. En suivant la méthode appliquée pour les oiseaux marins, l'abondance

¹⁶ Van Franeker, J.A., Heubeck, M., Fairclough, K., Turner, D.M., Grantham, M., Stienen, E.W.M., Guse, N., Pedersen, J., Olsen, K.O., Andersson, P.J. et Olsen, B. 2005. 'Save the North Sea' Fulmar Study 2002-2004: a regional pilot project for the Fulmar-Litter EcoQO in the OSPAR area. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1162. pp. 70.

¹⁷ Matiddi, M., van Franeker, J.A., Sammarini, V., Travaglini, A. et Alcaro, L. 2011. Monitoring litter by sea turtles: an experimental protocol in the Mediterranean. Compte-rendus de la 4e Conférence sur les tortues marines de Méditerranée. 7-10 Novembre, Naples.

en termes de masse (poids en grammes, avec une précision à la 3^e décimale près) est la principale information utile dans le cadre du programme de surveillance. D'autres informations telles que la couleur des objets, le volume de déchets, les différents types de déchets, les différentes incidences des déchets dans l'œsophage, l'intestin et l'estomac, l'incidence et l'abondance en termes de nombre par catégorie de déchets, sont utiles pour la recherche et l'analyse d'impact.

Fourchette de taille

≥1 mm (les contenus des estomacs sont rincés à travers un tamis à maille d'1 mm)

Couverture spatiale

Les tortues marines mortes sont ramassées au niveau des plages ou au large pour les morts accidentelles comme les victimes de la pêche à la palangre (prises accidentelles) ou de collisions avec des bateaux.

Fréquence des relevés

Un échantillonnage continu est nécessaire. La taille minimum de la population échantillonnée par année et la période d'échantillonnage doivent être établies pour obtenir des conclusions fiables sur l'évolution ou la stabilité au niveau des quantités de déchets ingérés.

Maturité de l'outil

L'outil n'est pas considéré comme abouti à ce stade. Des programmes de surveillance spécifiques sont nécessaires.

Applicabilité régionale de l'outil

L'outil est applicable à la région de la mer Méditerranée.

6.3.2. Assurance de la qualité/contrôle de la qualité

Il existe un manque d'assurance de la qualité/contrôle de la qualité (AQ/CQ) en raison de l'absence de programmes de surveillance à long terme. Davantage de publications dans la littérature scientifique reconnue sont nécessaires.

Évaluation des tendances

Des programmes de surveillance spécifiques à long terme sont nécessaires.

Définitions des cibles

Des programmes de surveillances spécifiques à long terme sont nécessaires.

6.4. Considérations sur les options supplémentaires de surveillance des impacts des déchets marins sur le biote

6.4.1. Taux d'emmêlement parmi les animaux échoués

Les blessures ou décès directs sont plus facilement observés et donc plus fréquemment signalés pour l'emmêlement que pour l'ingestion de déchets. Ceci s'applique à tous les organismes, mammifères marins, oiseaux, tortues, poissons, crustacés, etc.

Il est toutefois difficile, en se basant uniquement sur l'apparence externe d'un animal, d'identifier si un individu en particulier est mort parce qu'il s'est emmêlé dans des déchets ou en raison d'autres causes, principalement en s'emmêlant dans des engins de pêche actifs (prises accidentelles). Il est toutefois possible de distinguer les animaux décédés d'une mort rapide due à l'emmêlement et à une

mort soudaine dans des engins de pêche actifs et ceux qui ont subi une mort lente après s'être emmêlés dans des morceaux de filets, des cordes ou d'autres déchets, car les oiseaux emmêlés qui le sont restés un certain temps avant de mourir sont émaciés.

La proportion d'oiseaux marins retrouvés morts emmêlés avec des restes de déchets prouvant la cause de la mort est extrêmement faible. L'utilisation potentielle d'oiseaux emmêlés échoués comme indicateurs d'une mortalité due aux déchets fera l'objet d'un examen plus approfondi de la part de TSG-ML.

Chez les mammifères marins, le nombre d'animaux échoués et particulièrement de cétacés est souvent élevé et beaucoup d'entre eux présentent des marques corporelles qui suggèrent un emmêlement, bien qu'il soit dans l'ensemble rare de retrouver des restes de cordes ou de filets sur les corps. Étant donné que dans de nombreux endroits, il existe déjà des réseaux efficaces de surveillance des échouages, les mammifères marins retrouvés morts doivent, autant que possible, faire l'objet d'investigations pathologiques comprenant une estimation de la cause de la maladie et du décès et du rôle joué par les déchets marins.

Cette question sera davantage examinée et le développement d'un protocole de surveillance spécifique pour l'emmêlement des mammifères marins dans des déchets marins sera envisagé dans le prochain rapport du TSG ML.

6.4.2. Ingestion de déchets par les mammifères marins et emmêlement

L'ingestion des déchets par un grand nombre de baleines et de dauphins est un fait connu. Bien que les taux connus d'incidence de déchets ingérés soient généralement trop faibles pour justifier la recommandation d'une surveillance ECAP standard à ce stade, il peut également être argumenté que le nombre d'animaux faisant l'objet d'un examen pathologique est lui aussi faible. Les mammifères marins retrouvés morts, doivent, dans la mesure du possible, faire l'objet d'examens pathologiques devant inclure une estimation de la cause de la maladie et de la mort et du rôle éventuel joué par l'ingestion de macro- et microdéchets marins.

Le développement d'un protocole de surveillance de l'ingestion de déchets marins pour les différentes catégories de taille par les mammifères marins sera donc envisagé dans le prochain rapport du TSG ML. Une surveillance opportuniste des mammifères marins est envisagée dans le cadre de la composante des caractéristiques démographiques de la population des indicateurs communs de la biodiversité de l'EcAp.

7. Microdéchets (avec une référence particulière aux microplastiques)

7.1. Introduction aux microdéchets

Les microparticules sont en effet constituées des mêmes matériaux que d'autres types de déchets; il s'agit simplement de morceaux de déchets situés dans la limite la plus basse de la fourchette de taille. Des microparticules composées de toute une série de types de matériaux courants notamment les déchets tels que le verre, le métal, le plastique et le papier sont indubitablement présents dans l'environnement. On s'intéresse particulièrement aux microplastiques, ce qui signifie qu'ils sont considérés comme étant la composante la plus importante des microdéchets présents dans l'environnement. Cette affirmation est principalement fondée sur la fréquence des signalements de microplastiques (Hidalgo-Ruz *et al.* 2012), mais des proportions relatives de types de matériaux seront influencées par les conditions physiques de l'habitat échantillonné; par exemple, il est improbable de trouver des microdéchets composés de métal et de verre flottant à la surface de la mer.

Lorsqu'il a été décrit pour la première fois, le terme microplastique était employé pour faire référence à des particules véritablement microscopiques aux alentours de 20 µm de diamètre (Thompson *et al.* 2004). La définition a depuis été élargie pour inclure toutes les particules d'une taille inférieure à

5 mm (Arthur *et al.* 2009). Les microplastiques sont largement dispersés dans l'environnement et sont présents dans la colonne d'eau, sur les plages et sur le fond marin.

Dans le cadre de l'EcAp, il est considéré qu'afin d'atteindre le BEE, les quantités de microplastiques présentes dans l'environnement ne doivent pas entraîner de préjudice. Au moment de définir les critères méthodologiques, il est essentiel de reconnaître que les impacts potentiels des microplastiques sur les organismes et l'environnement (c'est à dire le « préjudice » qu'ils pourraient causer du point de vue de l'EcAp) échappent en partie à notre compréhension.

Une limite supérieure de 5 mm a été largement (mais pas exclusivement) adoptée et dans le cadre de l'EcAp, il est suggéré de prendre comme limite supérieure les objets inférieurs à 5 mm dans leur dimension maximum comme recommandé par le TSG-ML. Les définitions actuelles ne mentionnent pas explicitement de limite inférieure de taille et les limites inférieures de taille ont rarement été décrites pour les concentrations de microplastiques dans l'environnement. On suppose probablement que la limite inférieure de taille correspond à la largeur de maille du filet ou du tamis au travers duquel l'échantillon est passé lors de l'échantillonnage, de la préparation de l'échantillon ou de l'extraction. Les limites de taille des particules de microplastiques pouvant être rapportées dépendent également de la méthode de détection: dans de nombreux cas une inspection visuelle à l'aide d'un microscope. Lors de l'identification des microparticules, il existe également des limites de taille imposées par les techniques analytiques utilisées (ex.: échantillon minimum admissible pour la détection et l'analyse). Un élément important dans la mise en place de méthodes et protocoles standardisés au sein de l'EcAp consistera d'abord à définir la fourchette de taille appropriée, et cet aspect est pris en considération dans le rapport du TSG-ML.

Après une première période de découverte, la recherche sur les microplastiques se trouve maintenant à une étape de développement où un manque apparaît au niveau des instruments d'assurance de la qualité/contrôle de la qualité (AQ/CQ) disponibles: ex.: aucune organisation n'offre pour le moment de programmes de perfectionnement ou de test de compétences, il n'y a eu aucune étude inter-laboratoires, aucun matériel de référence certifié n'est disponible, aucun protocole standardisé d'analyse et d'échantillonnage n'a été publié, aucun certificat d'accréditation n'a été émis et certaines procédures appliquées n'ont toujours pas été validées. Les approches pour l'AQ/CQ seront donc très utiles à l'évaluation des sources de variabilité et d'erreur et pour augmenter la fiabilité des données collectées.

Les microplastiques comprennent un assemblage très hétérogène de particules qui varient en taille, en forme, en couleur, en densité spécifique, en type de polymère et d'autres caractéristiques. Pour effectuer des comparaisons pertinentes et pour répondre aux questions spécifiques et tester les hypothèses par le biais de la surveillance, il est important de définir les critères méthodologiques pour quantifier les métriques telles que par exemple l'abondance, la distribution et la composition des microplastiques et pour assurer que le travail d'échantillonnage suffit pour détecter les effets concernés. Les protocoles de surveillance des microplastiques dans les sédiments, à la surface de la mer et dans le biote ont été élaborés par le TSG-ML. Jusqu'à présent, notre compréhension des sources, de la distribution et du destin des microplastiques dans l'environnement est très limitée, tout comme notre compréhension de tous les effets associés sur la vie sauvage. Il n'est en conséquence pas possible de présenter des procédures opérationnelles standard pleinement validées. En revanche, TSG-ML présente des recommandations pour la surveillance soutenues par une discussion relative aux considérations et limites en fonction de l'état des connaissances au moment de la rédaction. Il prend en considération le modèle de surveillance, l'échantillonnage, l'analyse et la présentation de rapports. L'objectif du texte du TSG-ML est d'examiner la cohérence et la comparabilité de la collecte des données futures en recommandant des approches.

7.2. Méthodes générales d'échantillonnage

L'échantillonnage des microplastiques dans les différents principaux environnements marins (surface de la mer, colonne d'eau, sédiment et biote) a été abordé en utilisant diverses méthodes: les

échantillons peuvent être sélectifs, globaux, ou prétraités pour réduire leur volume (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012).

La majorité des études utilisent une combinaison de ces étapes après lesquelles une étape de purification est nécessaire pour séparer les microdéchets et les particules naturelles. La caractérisation visuelle est la méthode la plus couramment utilisée pour l'identification des microplastiques (les critères utilisés étant le type, la forme, le niveau de dégradation et la couleur). Les caractéristiques chimiques et physiques (ex.: la densité spécifique) peuvent également être utilisées. Toutefois, la méthode la plus fiable consiste à identifier la composition chimique des microplastiques par spectroscopie infrarouge (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012). Cette approche nécessite un équipement qui peut être considéré comme relativement coûteux comparé à l'échantillonnage de gros éléments de déchets.

Dans l'ensemble des quatre compartiments (surface de la mer, colonne d'eau, sédiment et biote), le TSG-ML recommande de quantifier les microplastiques s'inscrivant dans une fourchette de taille allant de 20 μm à 5 mm. Vu que la limite de la taille inférieure correspond probablement à la taille de la maille du filet ou de la passoire à travers lequel/laquelle l'échantillon passe durant l'échantillonnage, la préparation ou l'extraction des échantillons, à des fins d'échantillonnage, la taille est de 330 μm dans la majorité des cas. Les microplastiques doivent être classés en fonction de leurs caractéristiques physiques, notamment la taille, la forme et la couleur. Les catégories utilisées pour décrire l'apparence des microplastiques sont accessibles dans le rapport du TSG-ML. Afin d'atteindre la plus grande efficacité concernant la fréquence de l'échantillonnage, il est recommandé d'échantillonner les microparticules parallèlement à d'autres programmes d'échantillonnage de routine. L'échantillonnage de la surface de la mer peut être inclus dans des programmes de surveillance de routine.

Échantillonnage de l'eau de mer pour les microplastiques

Les échantillons d'eau de mer sont principalement prélevés à l'aide de filets, le principal avantage étant de pouvoir échantillonner de grands volumes d'eau rapidement, en retenant les matières souhaitées. La majorité des études au niveau des eaux de surface ont utilisé des filets à Neuston et celles portant sur la colonne d'eau des filets à zooplancton. Un autre instrument, déployé à l'échelle mondiale et qui a également été utilisé pour l'échantillonnage de microplastiques, est l'enregistreur continu de plancton (CPR). Les caractéristiques les plus significatives des filets d'échantillonnage sont la taille des mailles et la zone d'ouverture du filet. Les tailles de maille utilisées pour l'échantillonnage des microplastiques varient entre 0,053 et 3 mm, avec une majorité des études (plutôt que des échantillons individuels collectés) allant de 0,30 à 0,39 mm. L'ouverture du filet pour les ouvertures rectangulaires des filets à Neuston (surface de la mer) allait de 0,03 à 2,0 m². Pour les filets bongo circulaires (colonne d'eau), l'ouverture du filet allait de 0,79 à 1,58 m². La longueur du filet pour les échantillons à la surface de la mer a varié de 1,0 à 8,5 m, la plupart des filets faisant 3,0 à 4,5 m de long. Des techniques ayant recours à un dispositif permettant de collecter l'eau de mer et de la filtrer à bord du bateau sont actuellement développées lorsque l'arrivée d'eau du navire est utilisée, en collectant l'eau de mer sur les côtés du bateau à des profondeurs spécifiques, variant généralement entre 4m et 1 m de profondeur. L'eau de mer est filtrée à travers des tamis ou des filets dans des récipients clos après quoi ces derniers peuvent être enlevés et analysés pour rechercher les microplastiques.

Une considération essentielle lors de la collecte des échantillons d'eau de mer est le coût du temps passé à bord du bateau. D'où l'avantage de procéder à l'échantillonnage au cours d'expéditions existantes ou à partir de programmes de surveillance existants tels que l'Enregistreur continu de plancton. Les filets bongo et Manta ont été utilisés à la surface de la mer. Avec les filets, il est important de déployer le chalut hors de la zone du sillage dans la mesure où les turbulences à l'intérieur de la zone du sillage ne permettent pas de récolter un échantillon représentatif. Un tangon de spi ou un cadre « A » peut être utilisé pour déployer le chalut loin des bords du navire. Il sera nécessaire de garder un œil attentif sur le filet au cours du chalutage afin d'observer sa performance et d'ajuster la vitesse et la longueur du câble si nécessaire. Il est recommandé d'éviter de procéder à l'échantillonnage lors du pic d'éclosion du plancton, car cela pourrait obstruer le filet.

Dans la mesure où la majorité des plastiques flottent, ceux-ci sont susceptibles de s'accumuler à la surface de la mer. Les techniques d'échantillonnage en surface peuvent être utilisées à proximité des côtes, mais leur utilisation est limitée à des conditions climatiques calmes, tandis que le CPR et d'autres approches sous la surface peuvent être utilisés dans des conditions climatiques plus difficiles. Des chaluts Manta à haute vitesse peuvent être déployés dans de nombreuses conditions et états de la mer, mais le CPR est la méthode la moins sensible à l'état de la mer et permet de prélever des échantillons à une profondeur moyenne de 6 m. Les chaluts Manta peuvent être utilisés pour échantillonner de grands volumes d'eau en surface, mais sont relativement peu sensibles aux fractions de plus petite taille (< 1 mm) qui peuvent être difficiles à distinguer ou à trier étant donnée la surface importante du filet. Le CPR a une ouverture beaucoup plus petite (environ 1,6 cm²) et permet donc d'échantillonner des plus petites quantités d'eau au km, mais peut être déployé sur de beaucoup plus longues périodes (distances) que le chalut Manta sans s'obstruer. Avec le CPR, la totalité du filtre est scellée automatiquement puis transférée au laboratoire pour être examinée au microscope. Les données préliminaires indiquent que le CPR et les filets Manta collectent des quantités similaires de débris par unité de volume d'eau échantillonnée; toutefois, en raison de la plus grande ouverture des filets tels que le Manta, la quantité de débris collectés par distance remorquée est substantiellement plus importante que pour le CPR. Lors du chalutage, il est important de maintenir un cap stable et linéaire à vitesse constante. Un chalut Manta à grande vitesse peut être déployé jusqu'à 8 nœuds, en augmentant la vitesse lentement jusqu'à atteindre la vitesse maximum. Des vitesses plus élevées réduisent la capacité à filtrer l'eau de mer, créant un sillage en arc devant le chalut. Pour les échantillonnages en surface, les résultats sont le plus souvent exprimés sous la forme d'objets au m² parce que les mouvements verticaux des filets à neuston et raies manta ne facilitent pas les estimations de l'ouverture des filets.

Actuellement, il n'est pas opportun de recommander une approche au détriment des autres. Chaque approche a des avantages et des inconvénients et peut être préférable selon la disponibilité local/opportunités d'échantillonnage et les caractéristiques de la zone à échantillonner. La recommandation du TSG ML est d'obtenir des échantillons de l'eau de mer et d'assurer que les détails suivants sont enregistrés afin d'accompagner chaque échantillon : type de filet, ouverture, dimensions de la maille (de préférence 333 µm de maille, 6m de longueur pour la meilleure inter-comparabilité entre les programmes d'échantillonnage). Il n'est pas possible de préciser la durée standard de transport étant donné qu'à certains moments de l'année, par exemple pendant la prolifération de plancton, les filets peuvent facilement se boucher avec des matières naturelles les rendant inefficaces) une durée de 30m est suggérée et la durée du chalutage et le volume d'eau estimé doivent être enregistrés. Les échantillons des filets doivent être conservés dans des bocaux en verre en prenant soin de rincer le matériel le plus soigneusement possible des côtés du filet en utilisant de l'eau filtrée. Les microparticules sont enregistrées en tant que quantité totale de ces dernières capturées par le filet au cours de son déploiement.

Le rapport TSG-ML fournit des informations détaillées sur les analyses de laboratoire des échantillons de microplastiques collectés sur le terrain et un protocole détaillé pour l'échantillonnage des eaux de surface.

ID	PLASTIQUE/POLYSTYRÈNE	N° unités
G1	Emballages pour 4/6 canettes, bagues plastiques pour 6 canettes	
G3	Sacs jetables et morceaux	
G4	Petits sacs plastiques, sacs de congélation et morceaux	
G5	Rôle collectif des sacs plastiques ; morceaux de sacs scellés	
G7/G8	Bouteilles	
G9	Bouteilles et contenants de détergents	
G10	Contenants alimentaires, y compris contenants de fast food	
G11	Bouteilles et contenants de produits solaires	
G13	Autres bouteilles et contenants	
G14	Bouteilles & contenants d'huile moteur <50 cm	

ID	PLASTIQUE/POLYSTYRÈNE	N° unités
G15	Bouteilles & contenants d'huile moteur <50 cm	
G16	Jerrycans (contenants en plastique carrés avec poignée)	
G17	Contenants de pistolets injecteurs (avec embouts)	
G18	Caisses et contenants /paniers	
G19	Pièces automobiles	
G21/24	Bouchons et couvercles en plastique (y compris décapsuleurs)	
G26	Briquets	
G28	Stylos et capuchons	
G29	Peignes/brosses/lunettes de soleil	
G30/31	Paquets de chips/emballages confiserie/bâtons de sucettes	
G32	Jouets et bombes de table	
G33	Tasses et couvercles de tasses	
G34/35	Couverts et plateaux/pailles et agitateurs	
G36	Sacs d'engrais et d'aliments pour animaux	
G37	Sacs à légumes tissés	
G40	Gants (vaisselle)	
G41	Gants (industriels/professionnels en caoutchouc)	
G42	Pots et couvercles (préparations crabe ou homard)	
G43	Étiquettes auto-collantes (pêcherie et industrie)	
G44	Pots poulpe	
G45	Filets à moules, filets à huîtres (y compris obturateurs plastiques)	

ID	PLASTIQUE/POLYSTYRÈNE	N° unités
G46	Plateaux à huîtres (ronds en ostéiculture)	
G47	Feuilles de plastique de la mytiliculture (Tahitiens)	
G49	Corde (diamètre > 1cm)	
G50	Ficelles et cordes (diamètre < 1cm)	
G53	Filets et morceaux de filets < 50 cm	
G54	Filets et morceaux de filets > 50 cm	
G56	Filets/cordes entremêlés	
G57/58	Boîtes à poissons (plastique ou polystyrène)	
G59	Fil à pêche/monofilament (pêche à la ligne)	
G60	Bâtonnets lumineux (tubes avec liquide) y compris emballage	
G62/63	Flotteurs pour filets de pêche/ Bouées	
G65	Seaux	
G66	Banderoles pour paquets	
G67	Feuilles, emballage industriel, feuilles de plastique	
G68	Fibre de verre/fragments	
G69	Casques de chantier/Casques	
G70	Cartouches de fusil	

ID	PLASTIQUE/POLYSTYRÈNE	N° unités
G71	Chaussures/sandales	
G73	Éponge (mousse)	
G75	Morceaux de plastique /polystyrène de 0 - 2.5 cm	
G76	Morceaux de plastique /polystyrène de 2.5 cm - 50 cm	
G77	Morceaux de plastique /polystyrène de > 50 cm	
G91	Contenants de biomasse provenant de stations d'épuration	
G124	Autres déchets plastiques/ polystyrène (identifiables) y compris morceaux	
Préciser les déchets couverts en G124		
ID	CAOUTCHOUC	N° unités
G125	Ballons et bâtons	
G127	Bottes en caoutchouc	
G128	Pneus et ceintures	
G134	Autres déchets en caoutchouc	
Préciser les déchets couverts en G134		
ID	TISSU	N° unités
G137	Vêtements / chiffons (vêtements, chapeaux, serviettes)	
G138	Chaussures et sandales (Cuir, tissu)	
G141	Tapis & ameublement	
G140	Sacs en toile de jute	

ID	PLASTIQUE/POLYSTYRÈNE	N° unités
G145	Autres textiles (y compris chiffons)	
Préciser les déchets couverts en G145		
ID	PAPIER / CARTON	N° unités
G147	Sacs en papier	
G148	Cartons (boîtes et morceaux)	
G150	Emballages/Tetrapack Lait	
G151	Cartons/Tetrapack (others)	
G152	Paquets de cigarettes	
G27	Mégots et filtres de cigarettes	
G153	Tasses, plateaux alimentaires, emballages alimentaires, contenants de boissons	
G154	Journaux & Magazines	
G158	Autres déchets papiers, y compris morceaux	
Préciser les déchets couverts en G158		
ID	BOIS TRANSFORMÉ / TRAVAILLÉ	N° unités
G159	Bouchons	
G160/161	Palettes / Produits du bois transformés	
G162	Cageots	
G163	Pots crabe/homardCrab/lobster pots	

ID	PLASTIQUE/POLYSTYRÈNE	N° unités
G164	Boîtes à poissons	
G165	Bâtonnets à crème glacée, fourchettes en bois, baguettes, cure-dents	
G166	Pinceaux	
G171	Autre bois < 50 cm	
Préciser les déchets couverts en G171		
G172	Autre bois > 50 cm	
Préciser les déchets couverts en G172		
ID	MÉTAUX	N° unités
G174	Aérosols/Vaporisateurs industriels	
G175	Canettes (boissons)	
G176	Boîtes de conserve (aliments)	
G177	Emballages en papier aluminium, film en aluminium	
G178	Capsules, bouchons et décapsuleurs de bouteilles	
G179	Barbecues jetables	
G180	Électroménager (réfrigérateurs, lave-vaisselle, etc.)	
G182	Pêche (poids, plombs, leurres, ameçons)	
G184	Pots crabe/homard	
G186	Déchets industriels	

ID	PLASTIQUE/POLYSTYRÈNE	N° unités
G 187	Bidons (huile)	
G190	Pots de peinture	
G191	Câble, grillage métallique, barbelés	
G198	Autres déchets métalliques < 50 cm	
Préciser les déchets couverts en G198		
G199	Autres déchets métalliques > 50 cm	
Préciser les déchets couverts en G199		
ID	VERRE	N° unités
G200	Bouteilles y compris morceaux	
G202	Ampoules	
G208	Fragments de verre >2.5cm	
G210a	Autres morceaux de verre	
Please specify the items included in G210a		
ID	CERAMICS	N° unités
G204	Construction material (brick, cement, pipes)	
G207	Octopus pots	
G208	Ceramic fragments >2.5cm	
G210b	Other ceramics items	
Préciser les déchets couverts en G210b		
ID	DÉCHETS SANITAIRES	N° unités
G95	Coton-tiges	
G96	Serviettes périodiques/protège-slip/bandes de soutien	
G97	Nettoyants WC ??	

ID	PLASTIQUE/POLYSTYRÈNE	N° unités
G98	Couches	
G133	Préservatifs (y compris emballage)	
G144	Tampons et applicateurs	
	Autres déchets sanitaires	
Préciser les déchets couverts		
ID	DÉCHETS MÉDICAUX	N° unités
G99	Seringues/aiguilles	
G100	Contenants/Tubes Médicaux/Pharmaceutiques containers/tubes	
G211	Autres déchets médicaux (coton-tiges, bandages, plâtre adhésif etc)	
Préciser les déchets couverts en G211		
ID	EXCRÉMENTS	N° unités
G101	Sacs pour excréments canins	
ID	MORCEAUX DE PARAFFINE/CIRE	N° unités
G213	Paraffine/Cire	
Présence de granulés industriels?		OUI <input type="checkbox"/>
		NON <input type="checkbox"/>

Présence de goudron?	OUI <input type="checkbox"/>
	NON <input type="checkbox"/>

1. Valeurs de référence proposées (Explication à lire dans le document UNEP(DEPI)/MED WG 417/Inf.15

Indicateur	Valeur minimale	Valeur maximale	Valeur moyenne	Valeur de référence proposée
------------	-----------------	-----------------	----------------	------------------------------

16. Plages (déchets/100 m)	11	3600	920	450-1400
17. Déchets flottants (déchets/km ²)	0	195	3.9	3-5
17. Fond marin (déchets/km ²)	0	7700	179	130-230
17. Microplastiques (déchets/km ²)	0	892000	115000	80000-130000
18. Tortues Marines				
Tortues impactées (%)	14%	92.5%	45.9%	40-60%
Déchets ingérés(g)	0	14	1.37	1-3

« Il convient de tenir compte du fait que la quantité d'informations actuellement disponible se limite à établir des valeurs de référence qui pourront être affinées par l'apport de données provenant des programmes de surveillance nationaux. De surcroît, les valeurs moyennes applicables aux aires plus vastes sont difficiles à harmoniser, surtout en ce qui concerne les déchets sur les plages. Donc, l'établissement ou les écarts des valeurs de référence doivent prendre en compte les conditions locales et suivre une approche plus localisée. Enfin, des valeurs de référence supplémentaires pourront être ajoutées pour certaines catégories de déchets surtout si celles-ci représentent une part importante de déchets trouvés ou si elles ont un intérêt spécifique (mesures ciblées, etc) »

2. Cibles Environnementales proposées pour les Déchets Marins :

Indicateurs EcAp	Type de Cible	Minimum	Maximum	Recommandation	Observations
Plages (EI16)	% diminution	significatif	30	20% d'ici 2024 ou [2030]	Pas 100% pollution marine
Déchets Flottants (EI 17)	% diminution	-	-	Statistiquement Significatif	sources difficiles à contrôler (déplacements trans-frontières)
Déchets sur le Fond Marin (EI 17)	% diminution	stable	10% in 5 years	Statistiquement Significatif	15% d'ici 15 years est possible
Microplastiques (EI 17)	% diminution	-	-	Statistiquement Significatif	sources difficiles à contrôler (déplacements trans-frontières)
Déchets Ingérés (EI 18)					Déplacements des déchets et des animaux à prendre en compte
Nombre de tortues ayant ingéré des déchets (%)	% diminution du nombre d'animaux impactés	-	-	Statistiquement Significatif	
Quantité de déchets ingérés	% diminution de la quantité ingérée poids(g)	-	-	Statistiquement Significatif	

VII. ORIENTATIONS MÉTHODOLOGIQUES DE LA SURVEILLANCE ET DE L'ÉVALUATION SUR L'OE 7 : ALTERATION DES CONDITIONS HYDROGRAPHIQUES

1. Introduction

1.1 Identification des questions à aborder

La surveillance, au sens du présent objectif écologique, vise à aborder tous les développements de grande envergure, ayant le potentiel de changer les conditions hydrographiques, soit à une grande échelle ou à travers l'effet cumulé avec d'autres développements. Aux fins de cet indicateur commun, lié à l'objectif opérationnel de l'EcAp relatif aux constructions et aux installations, il est recommandé de se concentrer sur les constructions dans les eaux côtières ou dans la mer ouverte (y compris les champs d'éoliennes, les réseaux de dispositifs d'extraction de l'énergie océanique, les aéroports en mer, les îles artificielles et les installations aquacoles).

La surveillance, au sens du présent objectif écologique, vise à aborder les altérations permanentes des conditions hydrographiques. Il est donc important de faire la différence entre les changements permanents et les changements temporaires en tenant compte du potentiel de reconstitution, les délais correspondants devant eux aussi être considérés. Dans le cadre d'une première approche, les constructions durant plus de 10 ans peuvent être considérées comme permanentes.

Ainsi qu'il a été dit plus haut, le présent Objectif écologique vise à aborder les nouveaux développements. C'est pourquoi il conviendra de choisir une base de référence dans un (très) proche avenir, sur laquelle pourra s'appuyer la surveillance en vue du bon état recherché. Cela ne signifie pas que l'état actuel peut ou devrait être maintenu dans toutes les circonstances; il est important de reconnaître qu'il peut y avoir de bonnes raisons d'accepter qu'une activité change les conditions hydrographiques et que certains de ces changements puissent n'être que temporaires. Des efforts devraient néanmoins être faits pour empêcher de plus amples détériorations et pour minimiser tout effet négatif sur l'écosystème.

L'approche de cet Objectif écologique consisterait à suivre et à enregistrer les applications de permis pour tout développement proposé qui serait considéré suffisamment important pour avoir le potentiel de modifier les conditions hydrographiques. Les Parties contractantes auraient donc besoin de garantir que tout développement ayant le potentiel d'affecter les conditions hydrographiques soit enregistré. Cela confirmera s'il y a besoin davantage de conditions pour l'émission de permis, la surveillance ou l'évaluation pour le gouvernement, les autorités responsables des permis marins ou les développeurs.

Il serait nécessaire d'avoir une coordination étroite au niveau de la surveillance dans le cadre de l'Objectif écologique de la Biodiversité (et en temps opportun dans le cadre des Objectifs écologiques de l'Intégrité du fond marin et les réseaux trophiques) en raison des liens qui existent entre les différents objectifs. En effet, les buts et les indicateurs de ces Objectifs écologiques peuvent également être relatifs à l'Objectif écologique 7.

1.2 Surveillance des caractéristiques physiques

Les caractéristiques physiques considérées comme à surveiller sont les suivantes: données bathymétriques, topographie des fonds marins, vitesse des courants, exposition aux vagues, turbulence et, turbidité. La connaissance des échelles de temps locales, dominantes et reliées aux paramètres, de la variabilité naturelle, est une condition préalable à une évaluation fiable des changements des conditions hydrographiques de base.

Même si le changement climatique est considéré comme faisant partie des conditions environnementales prévalant et n'est par conséquent pas explicitement abordé dans l'EcAp, les effets du changement climatique doivent être pris en compte pour l'interprétation des données de surveillance. C'est pour cette raison que l'existence d'un programme de surveillance adéquat, capable de décrire les changements à grande échelle du contexte général de base, jointe à des ensembles de données à long terme, est une exigence implicite pour le présent objectif écologique et pour l'EcAp dans son ensemble.

1.3 Évaluation des impacts

Pour évaluer les impacts, tout programme de surveillance préparé pour satisfaire aux exigences de l'Objectif écologique 7 devrait être conçu de manière à déterminer l'étendue et l'intensité de tout changement dans le régime hydrographique, résultant des activités humaines. Une telle tâche pourrait être entreprise dans le cadre d'une EIE et/ou d'une SEA.

En raison de leurs conséquences sur les changements de la remise en suspension des sédiments et de l'enrichissement en éléments nutritifs, les changements des forces de cisaillement sur le fond constituent un bon exemple des modifications de l'environnement dynamique du fond marin ayant des effets sur le développement des biotes. Les mesures directes ne sont pas faciles et sont généralement déduites des mesures du mouvement des vagues. Les mesures du mouvement des vagues seront ainsi importantes pour la surveillance dans des eaux moins profondes dans la limite où le fond marin est affecté par l'action des vagues. La variation répétitive de la pression, provoquée par les vagues au niveau du fond marin, facilite l'érosion des sédiments friables de sorte qu'une augmentation de la hauteur des vagues dans les eaux moins profondes peut augmenter significativement l'érosion d'un habitat particulier.

2. **Stratégie de surveillance**

La surveillance des conditions hydrographiques pourrait être traitée de deux manières:

- Surveillance visant à donner des informations de base, à différentes échelles spatiales et temporelles, sur les variations des conditions hydrographiques qui pourraient ne pas être liées (du moins pas directement) aux activités humaines;
- Surveillance spécifique aux fins de l'Objectif écologique 7 pour évaluer l'étendue de la zone touchée par les altérations et les impacts en se concentrant sur la liste des zones où des altérations pourraient être attendues en raison de nouveaux développements.

Si les conditions hydrographiques sont inconnues, elles sont initialement surveillées sur la zone marine tout entière afin de caractériser le régime hydrographique et fournir des informations de base sur les caractéristiques physiques et l'établissement des modèles hydrographiques à utiliser dans l'évaluation des activités humaines. Une attention particulière serait accordée à la surveillance des conditions hydrographiques dans les zones sensibles, comme les aires marines protégées, les aires de reproduction, de frai et d'alimentation, ainsi que les routes de migration des poissons, des oiseaux de mer et des mammifères marins. Les paramètres, les positions de surveillance et les fréquences sont définis sur la base de la variabilité naturelle locale (à la fois dans le temps et dans l'espace), mais aussi eu égard aux impératifs dus aux besoins des autres objectifs écologiques/indicateurs en quête d'informations de base.

2.1 Sélection des méthodes de surveillance

La sélection des méthodes de surveillance pour quelques paramètres hydrographiques pourrait prendre les éléments suivants en considération :

- Les produits et services satellitaires, qui peuvent fournir des données sur toute la zone, en temps quasi-réel;
- L'utilisation de dispositifs autonomes ou de navires scientifiques, qui permet de collecter des données à haute résolution (courants, vagues, caractéristiques de mélange, etc.), y compris des données sur le développement de la stratification verticale, la circulation, la répartition de masses d'eau, etc.;
- L'utilisation de modèles numériques des circulations et des écosystèmes, qui permet de caractériser les conditions prévalant sur de vastes zones maritimes et de prévoir les changements locaux dus aux impacts humains directs;
- D'autres systèmes d'observation océanographique opérant à l'échelle mondiale ou régionale, qui fournissent des prévisions maritimes et peuvent aussi faire partie de la surveillance menée dans le cadre de l'Objectif écologique 07;
- L'évaluation à l'échelle du bassin des changements hydrographiques et les rapports d'états locaux, qui peuvent fournir de précieuses informations sur les changements à long terme.

Cette approche (modifiée en fonction) peut aussi être généralisée à d'autres paramètres décrivant les conditions hydrographiques.

Il est recommandé que la surveillance des effets des changements hydrographiques ne vise pas au premier chef à effectuer des mesures de terrain dans la zone touchée, mais se concentre sur la modélisation des changements imputables aux activités humaines dans la zone (cela peut être entrepris dans le cadre de l'EIE et/ou de la SEA), à l'aide de modèles correctement étalonnés, validés par des ensembles de données *in situ*. Cela permettra de déterminer l'étendue de tout changement d'un quelconque paramètre, y compris l'ampleur que ce changement prendra dans une certaine zone. L'effet sur les écosystèmes marins et côtiers pourra être déterminé à partir de ce point de départ. Des mesures sur le terrain seront nécessaires dans les zones où les changements sont suffisamment importants pour avoir des effets significatifs sur l'écosystème marin, stade auquel la vérification sur place sera considérée comme appropriée. Dans une telle situation, la surveillance continue des changements dans les habitats pourrait servir à signaler tout effet des altérations hydrographiques permanentes. Même lorsqu'il n'y a pas d'indication claire qu'une activité causera une importante altération hydrographique, il sera nécessaire de confirmer la prédiction des modèles par quelques mesures de terrain minimales.

2.2 Considérations relatives à l'échelle de surveillance appropriée

Selon l'Objectif écologique 7, les altérations des conditions hydrographiques ne devraient pas nuire aux écosystèmes marins et côtiers. Comme les interventions humaines sur les conditions hydrographiques, en ce concerne l'impact potentiel sur les écosystèmes, sont difficilement visibles à très grande échelle, c'est-à-dire à l'échelle de la sous-région (par exemple la Méditerranée occidentale), il sera nécessaire d'envisager en premier lieu des échelles plus petites, afin de construire une image complète du Bon état écologique (BEE) à l'échelle pertinente. Il convient de noter que l'utilisation de très petites échelles pour déterminer le BEE ne peut convenir, puisque l'on n'est pas en mesure de les connecter directement à l'état des écosystèmes requis par l'EcAp.

3. **Orientation sur l'inclusion de l'évolution des impacts découlant des modifications du régime hydrographique dans le cadre des Évaluations des Impacts Environnementaux et autres évaluations pertinentes sur la base des spécificités locales**

Notant que l'évaluation dans le cadre de la thématique hydrographique doit être associée à la Procédure des Évaluations des Impacts Environnementaux, la Convention de Barcelone PNUE/PAM et son " Orientation sur l'inclusion de l'évolution des impacts découlant des modifications du régime

hydrographique dans le cadre des Évaluations des Impacts Environnementaux et autres évaluations pertinentes” peut être considérée comme une base régionale importante, afin de préciser les impacts locaux, physiques, écologiques et biologiques des modifications hydrographiques.

VIII. ORIENTATIONS MÉTHODOLOGIQUES DE LA SURVEILLANCE ET DE L'ÉVALUATION SUR L'OE 8: ECOSYSTÈMES ET PAYSAGES CÔTIERS

1. Introduction

La Méditerranée connaît un taux d'occupation de ses côtes particulièrement fort et croissant. Les zones côtières jouent un rôle clef dans le développement économique des régions et des pays, car elles sont une source significative de divers biens et services. Les écosystèmes et paysages côtiers sont continuellement altérés par l'ajout d'infrastructures indispensables au maintien des activités résidentielles, commerciales, de transport et touristiques. La transformation des paysages côtiers du fait de l'urbanisation ne se limite à la partie terrestre. La zone intertidale et les eaux estuariennes et marines proches du rivage sont aussi de plus en plus altérées par la perte et la fragmentation des habitats naturels, et par la prolifération de toutes sortes de structures bâties, telles que les ports, marinas, brise-lames, digues, jetées et pilotis.

D'un point de vue morphologique le rivage méditerranéen est de type rocheux à 54 % et sédimentaire à 46 %. Cette dernière catégorie se caractérise par des écosystèmes importants, mais fragiles tels que des plages, dunes, deltas et lagunes, fortement exposés aux processus côtiers, c'est-à-dire à l'érosion et à de violentes tempêtes, ou aux conséquences du changement climatique, comme l'élévation du niveau des mers (PNUE/PAM/PAP, 2001).

La zone côtière est une zone dynamique où les changements sont naturels. Les infrastructures côtières artificielles causent des dommages irréversibles aux paysages, des pertes d'habitats et de biodiversité, et ont une forte influence sur la configuration du littoral. En effet, les perturbations physiques dues au développement des structures artificielles dans la frange littorale peuvent influencer le transport des sédiments, réduire la capacité du littoral à répondre aux facteurs de forçage naturels et fragmenter l'espace côtier.

En dépit des impacts connus sur les écosystèmes, l'utilisation des ressources côtières ne montre aucun signe de stabilisation. Il est prévu que le recours aux structures dures de défense côtière va se renforcer, en réponse aux prévisions d'élévation du niveau des mers et d'amplification de l'intensité et de la fréquence des grandes tempêtes (Michener et al., 1997). La croissance à long terme du commerce mondial conduira vraisemblablement à plus de développement encore des infrastructures liées à la navigation. Du fait que les navires s'agrandissent et transportent davantage de conteneurs, certains ports auront besoin de s'agrandir aussi. Cela peut conduire à étendre ces ports sur les terres adjacentes ou à gagner des terres sur la mer (REMPEC, 2008). De plus, l'urbanisation côtière spontanée due à l'industrie du tourisme constitue une force motrice en expansion dans la région méditerranéenne.

L'article 8 du Protocole relatif à la Gestion intégrée des zones côtières (le Protocole GIZC du PNUE/PAM/PAP, 2008) prévoit clairement l'institution le long des côtes d'une zone de retrait de 100 mètres, en tant que mesure communément acceptée, jouant un rôle important dans la préservation des habitats naturels, des paysages, des ressources naturelles et des écosystèmes, ainsi que dans la prévention et/ou la réduction des effets des risques côtiers. De plus, sa définition devrait être basée sur une approche intégrée tenant compte de divers processus physiques côtiers, services écosystémiques, résistance de la côte et exposition aux activités de développement, ainsi que des établissements humains et des infrastructures situés le long des côtes (Rochette, J. et al., 2010).

L'une des particularités de l'EcAp (comparé à la DCSMM-UE) est l'inclusion de l'objectif écologique centré sur la côte et la fusion (*OE8 - La dynamique naturelle des zones côtières est conservée et les écosystèmes et les paysages côtiers sont préservés*). Cet objectif fait écho aux buts de la Convention

de Barcelone d'inclure ou couvrir aussi les zones côtières dans l'évaluation, ce qui est devenu une obligation légale avec la récente entrée en vigueur de son Protocole GIZC. Ainsi, la couverture spatiale de cet OE s'étend jusqu'à la partie terrestre de la zone côtière. L'OE8 met en relief la nature intégrée de la zone côtière, particulièrement à travers la considération des parties terrestres et marines en tant qu'éléments constitutifs.

Les zones côtières méditerranéennes sont particulièrement menacées par le développement côtier qui modifie le littoral à travers la construction de bâtiments et d'infrastructures. Toutefois, il n'y a pas eu de surveillance systématique, particulièrement pas de surveillance quantitative ou toute autre tentative pour systématiser les caractéristiques des écosystèmes côtiers sur une base méditerranéenne plus vaste. L'évaluation de l'état dans le cadre de l'OE8 vise, en effet, à combler cet écart.

La complexité des écosystèmes côtiers rend leur évaluation très difficile à tous les niveaux et dans toutes les zones. Les deux objectifs opérationnels de cet OE (8.1. et 8.2.) font référence à plusieurs composantes importantes des écosystèmes côtiers. Le premier objectif opérationnel (*8.1 La dynamique naturelle des littoraux est respectée et les zones côtières sont en bonne condition*) faisant référence à la "dynamique naturelle", se limite essentiellement à la question de l'érosion côtière. Le second objectif opérationnel (*8.2 L'intégrité, la diversité et la géomorphologie des paysages et des écosystèmes côtiers sont maintenues*) fait référence à l'intégrité des écosystèmes côtiers, qui est particulièrement exprimée à travers les paysages côtiers (PNUE/PAM, 2013).

L'indicateur commun côtier "Longueur du littoral soumis aux perturbations physiques en raison de l'influence des structures/ouvrages artificiels" s'inscrit dans le cadre de l'Objectif opérationnel 8.1. Il comprend la dynamique côtière en tant que partie intégrante de l'EcAp. Il est à rappeler que les principaux impacts de l'érosion côtière dus aux pressions produites par l'homme sont couverts par l'ensemble des indicateurs de l'Objectif opérationnel 8.1¹⁸. Ces derniers couvrent la longueur de l'instabilité et/ou de l'érosion côtière (indicateur 8.1.1), les changements dans les flux entrants de sédiments (indicateur 8.1.2), les mesures de recharge des plages (indicateur 8.1.3) et, finalement, l'indicateur commun côtier approuvé, faisant référence au littoral construit par l'homme (indicateur 8.1.4).

L'objectif de surveillance de l'indicateur commun de l'OE8 est double : (i) quantifier le taux et la distribution spatiale de l'artificialisation du littoral méditerranéen et (ii) assurer une meilleure compréhension de l'impact de ces structures sur la dynamique du littoral. Il a en effet un objectif opérationnel sur l'impact, qui est donc associé aux mesures d'exécution concrètes relatives à des activités humaines spécifiques (p. ex. mesures de gestion appropriées) pour réduire les impacts négatifs et rapporter le progrès vers la réalisation du BEE.

Il existe des normes, des méthodologies et des lignes directrices internationales pour l'évaluation et la surveillance de certains indicateurs pertinents pour les objectifs écologiques du BEE, comme dans l'OE9 Contaminants ou l'OE5 Eutrophisation (sous réserve d'adaptation selon les spécificités locales ou régionales) (Commission européenne, 2011a). Tel n'est pas le cas des indicateurs liés à l'OE8 Écosystèmes côtiers. Cet Objectif écologique n'a pas de précédent dans les initiatives d'autres approches écosystémiques régionales, telles HELCOM ou OSPAR. Du fait, l'indicateur commun du littoral EcAp ne correspond pas à ceux proposés par la DCSMM et par d'autres initiatives. D'autres études sur l'élaboration d'indicateurs proches du OE8 sont en cours par ailleurs dans d'autres pays (l'Espagne et la France, par exemple).

En outre, au-delà du document de travail PNUE/PAM, (2013), aucun document légal de la Convention de Barcelone n'apporte une référence de base concernant l'objectif et l'étendue de cet indicateur. Ainsi, on observe un manque général concernant les lignes directrices techniques, les méthodologies approuvées et les paramètres appropriés pour le futur Programme de Surveillance et d'Évaluation intégrées sur l'hydrographie, autre que la base suivante présentée.

¹⁸ Décision 20/4 de la 17^e réunion des Parties contractantes à Paris, en 2012.

1.1 Identification des questions à aborder: i) structures/ouvrages artificiels causant ii) des perturbations physiques

La surveillance, au sens du présent objectif écologique, vise à aborder les activités humaines provoquant l'artificialisation des côtes en les obturant par la mise en œuvre de structures. Plus concrètement, les types de structures inclus dans l'expression "structures/ouvrages artificiels", classés par catégories, sont:

- i) les défenses côtières (à l'exclusion des techniques douces, par exemple rechargement des plages),
- ii) les ports et marinas,
- iii) la poldérisation,
- iv) les surfaces imperméables dans l'hinterland (100 mètres à partir de la côte).

L'expression "structures/ouvrages artificiels" renvoie habituellement et uniquement à la défense côtière et aux ports (et indirectement aux poldérisations). Cependant, les surfaces imperméables à l'intérieur des terres exercent aussi une perturbation physique menant à des impacts directs qui affectent l'intégrité et la dynamique de la côte (voir Tableau 2). Par conséquent, l'inclusion de la surveillance des surfaces imperméables dans l'Indicateur commun côtier devrait viser à déterminer le rapprochement par rapport au BEE en ce qui concerne l'OE8.

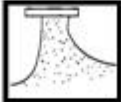
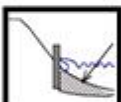
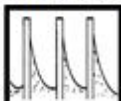
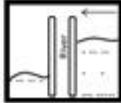
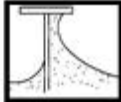
Ainsi, les segments côtiers sont dits "artificialisés" quand tout ou partie de la zone de 100 mètres des deux côtés (c'est-à-dire terre et mer) est soumise par l'homme à des transformations modifiant leur état physique original.

On trouvera ci-dessous une description détaillée des typologies "artificielles" incluses dans l'indicateur côtier :

- (i) **Structures de défense côtière:** ce sont les protections côtières, toutes les structures artificielles ou induites par l'homme le long de la côte, dont la fonction de base est d'abriter un segment du littoral, qu'elles protègent. En conséquence, la protection est limitée à ce segment. Les défenses côtières sont généralement classées en tant que techniques dures ou douces. Même si les techniques douces sont aussi responsables de *perturbations physiques*, l'indicateur commun côtier ne renvoie qu'aux *structures/ouvrages artificiels* (c'est-à-dire aux techniques structurelles), et les techniques douces (par exemple le rechargement des plages) ne sont donc pas couvertes par cet indicateur. Le tableau 1 présente une liste détaillée des structures à surveiller au titre de l'indicateur commun. Les principales structures dures de défense côtière sur la base de leurs principaux effets physiques sur l'environnement sont énumérées dans le Tableau 2 ci-dessous. Elles sont légèrement modifiées par rapport au Guide de la gestion du littoral EUROSION (Commission européenne et Direction générale environnement, 2004, Annexe 2).

La défense côtière dure modifie les modes de transport des sédiments côtiers à travers 3 processus principaux: (i) intercepter et réduire le transport des sédiments tout au long du littoral; (ii) interférer avec le transport des sédiments à travers le littoral ; (iii) la diffraction des vagues, p. ex. l'altération de la direction de la crête des vagues, ce qui aboutit à une énergie de vagues, soit diluée dans certains endroits, soit concentrée dans d'autres. La présence des structures de défense côtières peut toujours être accompagnée d'érosion accélérée de la côte, transférant ainsi le problème vers un autre site (Frihy and Deabes, 2012; Özhan, E., 2002).

Figure 1 du point 1.1. : Structures de défense côtière dures

Positioning/ Orientation respect to the shore	Type of structure	Action and purposes
<p>Not connected to shore parallel or fish tail</p> 	Breakwaters	Reduce the intensity of wave forces in inshore waters creating a low-energy zone behind the structure. Used for protecting ports, and as coastal defences.
	<p>Onshore parallel on open coasts²,</p> 	<p>Seawalls Bulkheads</p> <hr/> <p>Revetments</p> <hr/> <p>Sea dike</p> <hr/> <p>Gabion</p>
<p>Connected to shore perpendicular</p>   	<p>Groins</p> <hr/> <p>Jetties</p> <hr/> <p>Groins (composite)</p>	<p>Reduce along-shore transport of sediments; used in coastal defence schemes, often in association with breakwaters</p> <hr/> <p>Reduce wave- and tide-generated currents; used for developing ports, harbours, marinas and as constituents of coastal defence schemes</p> <hr/> <p>Reduce along-shore transport of sediments; used in coastal defence schemes. Used to avoid the formation of stationary eddies.</p>

- (ii) Ports, marinas & ports de refuge: renvoient aux constructions consistant en un ensemble de digues et de remblais de dépôt utilisés de diverses manières (parcs de stationnement de voitures, routes, ateliers, chantiers de construction navale, etc.). Les quais flottants sont compris dans cette catégorie.

Les ports et les marinas peuvent représenter des caps artificiels qui brisent l'orientation du littoral, modifient les modes de réfraction et de diffraction, emprisonnent les sédiments, dévient les sédiments offshore et vident les plages adjacentes en aval du transport du sable tout au long du littoral (McLachlan and Brown, 2006; Nordstrom, 2003).

- (iii) Poldérisation : définie comme un gain de terre sur la mer ou une zone humide côtière par exemple pour des activités de loisirs, des projets agricoles, un usage industriel ou des agrandissements portuaires/élargissements d'aéroports. Dans le cadre de cette catégorie, seuls les projets de poldérisation adjacents au littoral ou au sein des baies, des estuaires et des bassins de marée sont inclus

(ces projets entrepris dans des eaux offshore sont couverts par d'autres Objectifs Ecologiques de l'EcAp).

Les activités de poldérisation, intrinsèquement liées aux projets de défense côtière, interrompent le transport de sédiments tout au long du littoral et modifie la position du littoral et sa bathymétrie près du littoral, ainsi que son orientation vers la direction avant. Les conséquences de ces modifications sont particulièrement sévères à l'égard de l'attitude des vagues se propageant dans le voisinage des aires poldérisées, particulièrement la réfraction de vagues (Commission européenne et Direction Générale Environnement, 2004b). De plus, dans le cadre des baies et des estuaires, les projets de poldérisation peuvent aboutir à une réduction du volume des marées et ainsi à un changement dans les courants de flux et de reflux transportant les sédiments. Ainsi, des bandes côtières relativement stables peuvent commencer à s'éroder (Commission européenne et Direction générale environnement, 2004a).

- (iv) Les surfaces imperméables font référence à des surfaces non perméables associées aux zones urbaines : résidentielles, commerciales, installations de transport et complexes touristiques. En fait, elles déterminent si la limite vers la terre (zone tampon de 100m à partir du littoral) est artificielle ou naturelle. Les projets d'urbanisation directement derrière le littoral en modifient et éliminent la végétation, ce qui contribue à la cohésion du sol; la stabilité du sol est, en fait, fragilisée et plus exposée à des cas de glissements de terrain, particulièrement tout au long des falaises. De plus, éliminer la végétation à des fins de construction peut altérer les modes de transport éolien. La végétation agit comme un piège éolien et contribue à la re-déposition des particules de sable transportées par le vent. Il s'agit particulièrement du cas des aires de dunes côtières (Commission européenne et Direction Générale Environnement, 2004b).

2. Évaluation des impacts

Les évaluations de l'état des composants de l'écosystème (ou Objectifs écologiques) dépendent des impacts sur ces composants, qui naissent de chaque pression. Les infrastructures côtières sont menacées par le développement côtier qui modifie le littoral à travers la construction de structures/d'ouvrage artificiels et d'infrastructures linéaires. Ce développement représente une réduction ou une élimination de l'espace nécessaire aux processus environnementaux dynamiques, d'une part, et une barrière physique entre les environnements marin et terrestre, d'autre part. De fait, l'artificialisation des côtes interfère sur, et/ou inhibe, les flux naturels et les interrelations naturelles entre les habitats, les espèces, ainsi que les flux de matières et d'énergie.

Les principales conséquences du développement côtier dans le contexte de la dynamique côtière sont les changements dans les processus de dépôt et le régime des vagues qui aboutissent à une érosion croissante. Toutefois, sceller la côte représente, non seulement une perturbation physique des relations entre les parties marine et terrestre de la zone côtière, mais également un dégât physique irréversible d'habitude, se concentrant ainsi sur les impacts directs de l'OE8. Alors que la pression de « la perturbation physique » fait référence aux impacts potentiels sur la dynamique naturelle de cet écosystème transitionnel (p. ex. Objectif opérationnel 8.1), 'le dégât physique' est directement lié aux impacts sur les paysages côtiers (p. ex. Objectif opérationnel 8.2) (Voir Fig. 1). Ainsi, l'indicateur commun se concentre sur l'impact exercé par la pression de « la perturbation physique ».

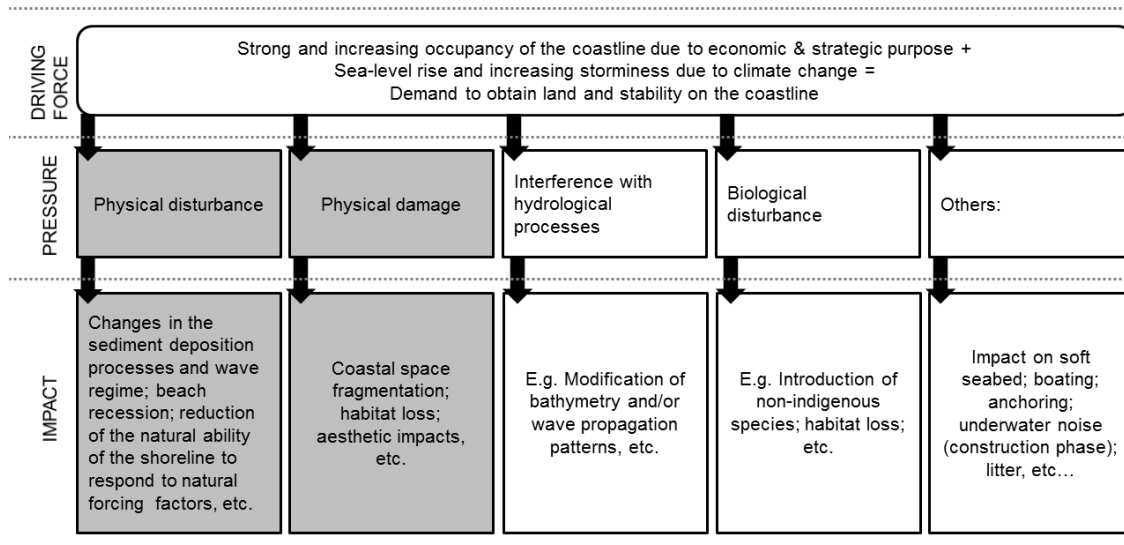


Fig. 1 du point 1.2. Pressions et impacts de l'artificialisation côtière.

Les activités humaines (ou les forces motrices) peuvent exercer différentes pressions sur l'environnement marin et côtier. A cette fin, les structures côtières artificielles peuvent causer des impacts et des pressions directs et indirects sur toute partie de l'écosystème (ou Objectif opérationnel). En gris, les principaux impacts affectant l'OE8.

La perturbation physique dans le cadre de l'Objectif opérationnel 8.1 *La dynamique naturelle des littoraux est respectée et les zones côtières sont dans un bon état* se limite essentiellement à la question de l'érosion côtière. En effet, l'érosion côtière est l'exemple le plus évident de la dynamique (naturelle) côtière et l'un des problèmes socio-économiques les plus importants qui défient les capacités des Etats et des autorités locales. (PNUE/PAM, 2013)

L'érosion côtière est due à une association de plusieurs facteurs, des facteurs naturels et d'autres induits par l'homme, avec des modes temporels et spatiaux différents et ayant une nature différente (continue ou secondaire, réversible ou non réversible) (Commission européenne et Direction Générale Environnement, 2004a). Les facteurs naturels influençant l'érosion côtière sont: les vagues, les vents, les marées, les courants près du littoral, les tempêtes ou la hausse du niveau de mer. L'influence humaine, particulièrement les activités économiques et d'urbanisation, dans la zone côtière, a transformé l'érosion côtière d'un phénomène naturel en un problème d'une intensité croissante.

Les structures/les ouvrages artificiels compris dans l'indicateur commun font partie d'un ensemble de pressions provoquées par l'homme et affectant l'érosion côtière ; toutefois, les activités humaines ne sont pas les seules responsables de cette pression. *Les lignes directrices EUROSION pour intégrer les questions de l'érosion côtière dans les procédures de l'Évaluation environnementale (EA)* (Commission européenne et Direction générale environnement, 2004b) ont regroupé ces activités humaines en 6 catégories:

- Catégorie 1: Projets de poldérisation
- Catégorie 2: Travaux de réglementation des eaux fluviales
- Catégorie 3: Projets d'extraction de sédiments
- Catégorie 4: Construction d'équipements de tourisme et de loisirs
- Catégorie 5: Ouvrages de protection du littoral
- Catégorie 6: Activités d'extraction de gaz et d'hydrocarbures

Le tableau ci-dessous passe en revue l'impact associé à l'ensemble des catégories comprises dans "les structures côtières artificielles" par l'indicateur commun de l'OE8 (p. ex. catégories: 1, 4 & 5) concernant l'érosion côtière.

Tableau 1 du point 1.2. : Structures artificielles côtières ayant un impact sur le processus d'érosion côtière. Source: modifiée de la Commission européenne et Direction générale environnement (2004b)

IMPACTS	Modification de la bathymétrie	Modification des modes de propagation des vagues	Perturbation de la dérive littorale	Réduction du volume des bassins de marée	Modification des propriétés de la dégradation du sol	Modification des modes de transport éolien
Poldérisation de la terre	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>		
Imperméabilité – zone tampon de 100m (Construction d'équipements de tourisme/de loisirs, etc.)					<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Défense côtière dure		<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>			
Ports	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>		

Les impacts des structures côtières artificielles sur la dynamique côtière dépendent des techniques appliquées, des caractéristiques et de la sensibilité des aires et de l'association et de l'impact cumulatif d'autres développements et activités humaines ayant lieu loin de la côte (p. ex. barrages, travaux de reboisement, etc.), ainsi que les effets de facteurs naturels affectant la longueur du littoral. En conclusion, l'érosion côtière peut rarement être attribuée à une seule cause (qu'elle soit naturelle ou motivée par l'homme), mais à un ensemble de facteurs différents.

La longueur du littoral sujette à la perturbation physique en raison de l'influence des structures artificielles est un indicateur d'impact selon lequel les littoraux occupés par les structures artificielles sont des zones affectées éventuellement. Toutefois, pour progresser vers un BEE, l'exercice de surveillance a besoin de comprendre l'évolution de ces littoraux sablonneux affectés par la présence de structures artificielles.

2, Analyse des politiques et/ou réglementations pertinentes dans les pays méditerranéens

Les méthodologies nécessaires à l'évaluation et à la surveillance de l'environnement côtier méditerranéen doivent prendre en considération la législation nationale; le cas échéant, se baser sur les textes applicables et, selon que de besoin, tenir compte aussi des informations, connaissances et approches élaborées par les pays méditerranéens.

L'intérêt de la prise en compte des législations nationales et régionales en ce qui concerne la protection et la planification côtières est double: i) Comprendre le contexte politique de base et identifier les expériences du moment en matière d'étude et de cartographie de l'artificialisation des côtes, et ii) s'informer des progrès vers le BEE. Il vaut la peine de se souvenir que la cible concernant l'indicateur OE8 est une cible opérationnelle sur l'impact, et qu'elle est donc associée à des mesures

concrètes de mise en œuvre, liées à des activités humaines spécifiques (c'est-à-dire des mesures de gestion appropriées) visant à minimiser les impacts négatifs.

S'agissant des législations internes, tous les États du littoral méditerranéen ont adopté des mesures pour tenter de protéger leurs zones côtières du surdéveloppement, ou d'un développement néfaste au plan social et environnemental. En dépit de projets de réglementation très raisonnablement et soigneusement établis, la pression a continué de croître (Markandya et al., 2008). Le rapport UNEP/MAP/PAP, (2000) présente l'état des législations nationales méditerranéennes. Le document rassemble et résume les résultats d'un questionnaire relatif aux législations de planification intégrée des zones côtières, adressée par le CAR/PAP aux pays méditerranéens.

Au niveau régional, conformément à l'article 8 du Protocole GIZC, les Parties: *a) instituent une zone non constructible dans les zones côtières à compter du niveau réalisé par le plus grand flot d'hiver. Compte tenu notamment des espaces directement et négativement affectés par les changements climatiques et les risques naturels, cette zone ne pourra être d'une largeur inférieure à 100 mètres sous réserve des dispositions de l'alinéa b) ci-dessous. Les mesures nationales fixant cette largeur avec davantage de rigueur continuent à s'appliquer.* Cet alinéa a été introduit dans le Protocole pour deux raisons: empêcher et/ou minimiser l'extension du développement linéaire le long de la côte, et s'adapter aux changements climatiques attendus dans la zone côtière (en particulier la montée du niveau de la mer). Indirectement, cette mesure visait aussi à minimiser l'érosion côtière (Sanò et al., 2010, 2011).

Conscients des difficultés de la mise en œuvre et du fait que la question de la zone de retrait est politiquement délicate, les pays méditerranéens ont adopté plusieurs exceptions à l'institution de cette zone de retrait en bordure de leurs côtes, conformément à ce que prévoit l'alinéa suivant de ce même article 8. *b) Peuvent adapter, en cohérence avec les objectifs et principes du présent protocole, les dispositions mentionnées ci-dessus: 1) pour des projets d'intérêt public; 2) dans des zones présentant des contraintes géographiques particulières, ou d'autres contraintes locales liées notamment à la densité de population ou aux besoins sociaux, lorsque les habitations individuelles, l'urbanisation ou le développement sont prévus par des instruments juridiques nationaux.*

De plus (en vertu de l'article 4.4¹⁹), toutes les activités et installations conduites ou établies aux fins de la défense nationale peuvent de plein droit occuper l'intérieur de la bande de 100 mètres et n'entrent pas dans le champ d'application de l'article 8. De plus, les Parties doivent adopter un instrument juridique national spécifique concernant cette question. En fait, une majorité de pays méditerranéens se sont bien dotés de législations et mesures relativement à leurs activités de défense et de sécurité nationale à l'intérieur de la bande de 100 mètres et leur accorde une exemption spécifique (Rochette, J. et al., 2010) (voir Tableau 3).

Tableau 3 Exemples de législations nationales relatives aux “projets d'intérêt public”. Source: (Projet SHAPE)

	Disposition légale	Année de publication	Description de la mesure	Installations autorisées
Turquie	Loi côtière 3621/3830	1990	Les installations visant à la protection du littoral ou l'utilisation de la côte dans l'intérêt public peuvent être	Jetées, ports, havre, structures d'accostage, quais, brise-lames, ponts, digues, phares, élévateurs à bateaux, cales sèches et

¹⁹ Les questions de sécurité nationale, ainsi que des activités et installations de défense à l'intérieur des zones côtières sont clairement prévues au paragraphe 4 de l'article 4 du Protocole GIZC: “Rien dans le présent Protocole ne porte réalisée aux activités et installations de sécurité et de défense nationales ... ces activités et installations devraient être conduites ou établies dans la mesure du raisonnable et du possible d'une manière compatible avec le présent Protocole”.

			établies dans les 100 mètres de la “zone-tampon littorale” conformément aux permis délivrés par les autorités responsables de la planification de l’usage des sols.	installations d’entreposage, usines de production de sel, installations de pêche, usines de traitement et stations de pompage, etc.
Algérie	Loi 2002-02, article 16.	2002	Adaptation permise de 100 mètres au minimum à 300 mètres au maximum de la zone de retrait dans l’intérêt des activités nécessitant la proximité de la mer. Les différences entre les activités liées ou non à l’intérêt public ne sont pas clarifiées.	Routes dans la zone côtière où elles sont normalement interdites (dans une bande de 800 mètres à partir du bord de la mer).

Il n’est pas possible d’établir quelle efficacité les différents instruments comme les politiques de retrait et autres réglementations ont eu dans la protection des zones côtières. Aucune évaluation précise de l’étendue des violations de la règle de retrait n’existe (Markandya et al., 2008). À cet égard, la proposition de stratégie de surveillance aux fins de l’évaluation de la situation de l’OE8 représente une occasion de combler cette lacune.

3. Pratiques et leçons liées à la surveillance et à la cartographie des structures/ouvrages artificiels

L’article 16 de la troisième partie du Protocole, en particulier, identifie les outils fonctionnels d’une gestion intégrée comme les mécanismes appropriés de surveillance et d’observation côtière, existants ou nouvellement établis. Il souligne de façon détaillée la nécessité de tenir régulièrement à jour des inventaires nationaux des zones côtières comprenant des informations sur les ressources, les activités, les institutions, les législations et les plans. Dans ce cadre, la surveillance et l’observation des zones côtières doivent être développées à l’intérieur d’un réseau de coopération et d’organisation sur le pourtour méditerranéen, aux niveaux scientifique et institutionnel.

À cette fin, le Protocole renvoie à la nécessité d’identifier, entre les Parties contractantes, des outils et des procédures de référence pour la normalisation des informations contenues dans l’inventaire national. L’observation des zones côtières est interprétée comme un répertoire structuré d’informations disponibles sur l’état et les tendances de celles-ci, de façon à rendre ces informations accessibles aux collectivités locales et à toutes les parties prenantes territoriales pertinentes, tant privées que publiques (Rochette, J. et al., 2010).

La surveillance des côtes est devenue une activité importante et fonctionnelle, essentielle à leur planification et leur gestion. Malgré cela, la surveillance manque souvent de procédures normalisées, elle est fréquemment basée sur une échelle de temps non compatible avec les processus en action, et échoue donc à fournir les informations qui pourraient effectivement venir à l’appui des prises de décision.

Le besoin de développer et de valider de nouvelles techniques de surveillance et de les partager entre les pays riverains de la Méditerranée, où des caractéristiques environnementales similaires permettent une normalisation plus facile des méthodologies (Pranzini, 2008), a généré des projets de grande

envergure centrés sur la santé des zones côtières de la Méditerranée, tels Maremed³³, Coastance³⁴, Shape³⁵, Res-Mar³⁶, Pegaso³⁷, Medina³⁸, parmi d'autres.

A cet égard, il est à noter les initiatives de regroupement de projets, telles FACECOAST *Confronter le défi du changement climatique dans les zones côtières de la Méditerranée* (<http://www.facecoast.eu/>), lancées dans le cadre du processus de Capitalisation entamé le European MED Programme, afin de consolider la coopération entre les Régions, les organes d'administration côtière, les universités et autres parties prenantes, maximisant ainsi les résultats et favorisant les synergies potentielles. De plus, la Plateforme de Gouvernance PEGASO GIZC déjà en place a été créée pour faciliter l'échange de données et d'informations entre les projets et entre les autres parties prenantes, y compris les décideurs, les praticiens et les donateurs.

Au niveau local, plusieurs initiatives en cours (certaines d'entre elles étant liées à des projets déjà mentionnés) surveillent l'artificialisation et l'évolution morphologique du littoral (Voir Tableau 1 ci-dessous).

³³ Coopération entre les régions maritimes pour la Méditerranée (<http://www.maremed.eu/>)

³⁴ Stratégies d'action régionales pour l'adaptation de la zone côtière au changement climatique (<http://www.coastance.eu/>)

³⁵ Formuler une approche holistique pour protéger l'environnement adriatique entre la côte et la mer (<http://www.shape-ipaproject.eu/>)

³⁶ Rete di Tutela Ambientale nello Spazio Marittimo (<http://www.res-mar.eu/it/>)

³⁷ POEple for Ecosystem-based Governance in Assessing Sustainable Development (<http://www.pegasoproject.eu/>)

³⁸ Dynamique et Ecosystèmes marins pour l'Afrique du Nord (<http://www.medinaproject.eu/public/home.php>)

Tableau 1 du point 3 : Quelques exemples méditerranéens de diffusion par Internet de données géospatiales relatives à la surveillance des côtes.

Région (Pays)	Structures incluses	Adresse
Îles Baléares (Espagne)	SACosta Basé sur la classification NOAA 2002	http://gis.socib.es/sacosta/composer
Côtes méditerranéennes françaises	MEDAM (Côtes MEDiterrann éennes françaises. Inventaire et impact des AMénagements gagnés sur le domaine marin)	Ports; ports abri; terres-pleines; plages alvéolaires); épis; appontements; endigage d'embouchures.
Costa di Tosca (Italie)	ResMar Défense côtière; ports	http://www.res-mar.eu/it/

4. Stratégie de surveillance

La surveillance de l'indicateur commun côtier implique un inventaire de: (i) la longueur et la situation géographique de la côte artificielle, (ii) la superficie de la zone gagnée sur la mer (ha) et (iii) la superficie de la zone imperméable dans la frange littorale (100 mètres de la côte). Il s'ensuit que la surveillance devrait se concentrer en particulier sur la situation géographique, l'étendue spatiale et les types de structures côtières. En outre, dans ces parties côtières sablonneuses où des structures artificielles ont été identifiées, l'évolution du littoral sera également surveillée afin d'analyser la réaction des plages à la présence de structures artificielles.

Ainsi, les paramètres de surveillance correspondent à des mesures spatiales. Du fait de la forte composante spatiale de l'indicateur concerné, les systèmes d'observation spatiaux et aériens de la terre sont les outils les mieux adaptés à la conduite de la stratégie de surveillance de l'indicateur commun de l'OE8.

La liste des paramètres à surveiller peut être répartie en deux catégories: surveiller l'artificialisation de la frange littorale et la longueur des aires sablonneuses influencées par une telle artificialisation. Les besoins et les conditions de surveillance des deux groupes de paramètres diffèrent largement. Ainsi, ils sont traités séparément dans cette section. En ce qui concerne le recensement de la longueur des côtes sablonneuses avec la présence de structures artificielles, certaines lignes directrices générales sont assurées. Le recensement de ce paramètre ne prétend pas fournir une analyse exhaustive de la régression du littoral (qui est en fait couverte par l'indicateur de l'EcAp 8.1.1 *Portée territoriale de l'érosion côtière et instabilité du littoral*), mais garantit une meilleure compréhension des impacts dus à la présence de structures artificielles en termes de dynamique côtière.

Outre les paramètres susmentionnés, il est particulièrement recommandé de compiler les données auxiliaires pour prévoir les autres parties côtières plus vulnérables à la présence physique des structures artificielles (voir Annexe XIII). La perturbation physique due aux structures/ouvrages artificiels induit différents degrés d'impacts selon la nature et les particularités de la côte concernée.

Ainsi, ces données auxiliaires renforceraient l'indicateur tout en établissant un lien entre les besoins de la surveillance et ceux de l'évaluation de l'état (par exemple détermination de seuils).

a. Considérations sur les méthodes de surveillance

L'application des données d'observation de la Terre à la surveillance côtière a fait l'objet de nombreuses études ces dix dernières années. On citera à titre d'exemple la cartographie des risques d'inondation, la surveillance de la pollution, la surveillance des vagues, de l'érosion côtière, de la bathymétrie littorale et de la qualité de l'eau de mer. L'avantage évident de l'utilisation des données satellitaires pour la surveillance de l'environnement côtier est la facilité à fournir des études répétitives sur de très grandes zones (souvent inaccessibles).

Les structures côtières/ouvrages artificiels peuvent être facilement détectées grâce à l'imagerie par satellites. L'unique contrainte est qu'il faut disposer de données à haute résolution. Les données d'observation aérienne sont utilisées depuis longtemps pour détecter les structures/ouvrages artificiels et analyser l'évolution du littoral. Cependant, les nouvelles images satellitaires à très haute résolution (VHR) sont aujourd'hui devenues la source de telles informations, pour un coût abordable.

Concernant la surveillance des structures artificielles, l'un des premiers avantages de l'imagerie VHR sur l'imagerie à résolution plus modeste, de type Landsat, est la capacité à identifier des éléments spécifiques dans l'environnement bâti. Les éléments individuels de l'environnement bâti ont généralement des dimensions de 10 à 20 mètres (Small, C., 2009). Les capteurs ayant des résolutions spatiales de 10 mètres commencent à distinguer des éléments individuels comme des bâtiments et des petites routes. Les capteurs dotés d'une résolution sous-métrique permettent généralement de reconnaître et identifier et parfois décrire certains de ces éléments (Deichmann, U. et al., 2011).

Pour la surveillance du littoral à court et à long termes, la précision de 10 mètres n'est pas satisfaisante, vu que le déplacement du littoral, en général, présente des taux encore plus bas. Toutefois, la précision offerte par les images satellitaires VHR est compatible avec l'échelle des phénomènes à surveiller. Ainsi, les images VHR conviennent pour la détection du littoral artificiel ou de l'évolution des zones sablonneuses sous l'effet de la perturbation physique.

En ligne avec ce qui précède, nous recommandons d'appliquer des critères de résolution optimale en fonction du type d'aire côtière (naturelle, urbanisée, industrialisée, etc.), pour l'échelle/résolution des images satellitaires afin d'identifier les infrastructures côtières artificielles.

i. Méthodologies disponibles

Les méthodologies disponibles convenant aux besoins de la surveillance ne sont pas détaillées ici, mais plutôt présentées en termes généraux, avec quelques recommandations pratiques. La Figure 1 illustre quelques exemples des capacités de la visualisation de l'imagerie par satellites dans la détection des structures côtières/ouvrages artificiels et la dynamique du littoral

- **VHR**: la toute dernière génération de satellites optiques à très haute résolution (VHR), dont la taille de pixel est de 1 mètre ou moins, est une avancée majeure pour l'utilisation de la télédétection dans les applications opérationnelles (voir Tableau 1 du point 4.1.1 ci-dessous).

Tableau 1 du point 4.1.1. : L'imagerie par satellite optique est utile à la surveillance des structures côtières/ouvrages artificiels. Source: modifié d'après Deichmann, U. et al., (2011)

	Détail	Couleur	Taille de l'image	Fréquence du retour au-dessus d'un même point terrestre
Satellite	Résolution spatiale [m] (au nadir)	Résolution spectrale	Fauchée [km]	Cycle de répétition orbitale (période maximale de retour sur un même point terrestre) [jours]*
GOEEye	0.41	Panchromatique	15.2	3
	1.65	Rouge, Vert, Bleu, Proche infrarouge		
WorldView-1	0.5	Panchromatique	17.6	(1.7)
Quickbird	0.6	Panchromatique	16.5	1-3.5
	2.4	Rouge, Vert, Bleu, Proche infrarouge		
EROS-B	0.7	500-900 (pan)	7	
Ikonos	0.8	Panchromatique	7	3 (?)
	4	Rouge, Vert, Bleu, Proche infrarouge	11	14 (1-3)
OrbView-3	1	Panchromatique	8	16 (3)
	4	Rouge, Vert, Bleu, Proche infrarouge		
KOMPSAT-2	1	Panchromatique	15	(5)
	4	Rouge, Vert, Bleu, Proche infrarouge		
Formosat-2	2	Panchromatique	24	(1)
	8	Rouge, Vert, Bleu, Proche infrarouge		
Cartosat-1	2,5	Panchromatique	60	(2-3)
SPOT-5	2.5	Panchromatique		
	10	Rouge, Vert, Proche infrarouge, Infrarouge moyen	60	(2-3)

Surveillance des structures/ouvrages artificiels:

Les images VHR peuvent être utilisées pour des éléments individuels, tels les bâtiments, les infrastructures de transport ou les pipelines. Elles ressemblent également beaucoup à des photos aériennes standardisées. Contrairement aux données satellitaires plus traditionnelles, les images VHR peuvent être interprétées d'une manière visuelle, avec une formation minimale même (Deichmann, U. et al., 2011).

Un important facteur, ne doit cependant pas être oublié, à savoir le coût économique relativement élevé des données. Les ensembles de données commerciales aussi bien que l'acquisition et la numérisation des données par l'utilisateur final pourraient s'avérer des facteurs de dépense substantiels en particulier avec la précision croissante des données.

À cet égard, l'intégration et l'accessibilité de données satellitaires haute résolution sur le monde entier par le développement et la mise à disposition de "globes virtuels", tels que Google Earth™, Microsoft® Virtual Earth™, Nasa World Wind ou ArcGIS® Explorer offrent une solution à la contrainte économique de l'imagerie commerciale. L'intégration et l'accessibilité de données satellitaires haute résolution sur le monde entier, leur interface intuitive pour l'utilisateur, et la possibilité d'intégration de ses propres données combinées à la haute performance assurent leur succès (Deichmann, U. et al., 2011). Même si leurs options sont limitées en termes d'analyse géospatiale, l'utilisation de ces plateformes d'information géographique (mises gratuitement à disposition et sans qu'il soit nécessaire d'être un expert spécialiste du domaine géospatial) représente une alternative intéressante aux fins des besoins de la surveillance et de la cartographie au titre de l'OE8. Cependant, ces plateformes spatiales intègrent une mosaïque d'imagerie à différentes résolutions temporelles. Pour atténuer les effets négatifs de leur hétérogénéité temporelle implicite, il est fortement recommandé d'avoir recours à des données auxiliaires et techniques (voir section 2.4).

Surveillance de la dynamique des zones côtières sablonneuses sous l'effet de la perturbation physique:

Pour la sélection des images à utiliser, des images multispectrales doivent être préférées, bien que la résolution spatiale soit inférieure. Le ratio normalisé entre les bandes rouges et infrarouges (NDVI) s'est avéré particulièrement approprié pour l'identification de l'interface eau/sable. De plus, grâce à ce ratio, il est possible de comparer les images prises à des temps différents, vu qu'il minimise les effets causés par les différentes conditions atmosphériques relatives au rayonnement du sable, tel qu'il a été confirmé à partir des mesures spectroradiométriques *in situ* et au laboratoire.

Photographie aérienne

En raison de leur haute résolution spatiale, ces techniques ont été largement utilisées pour la surveillance côtière et la planification de l'utilisation des sols. Elles apportent une grande simplicité dans l'interprétation visuelle et la numérisation des structures côtières artificielles. Leur point fort le plus remarquable dans le contexte des besoins de surveillance de l'OE8 réside probablement dans les possibilités qu'elles offrent à l'analyse des tendances temporelles (ou détermination des conditions de référence). À cet égard, le recensement historique avant toute poldérisation revêt une importance capitale pour capturer et numériser le littoral original (sur la base d'anciennes cartes). Elles sont donc un complément à l'imagerie spatiale VHR.

Balayage laser

L'utilisation du balayage laser (scanneur laser) ne s'est accrue que récemment. Cette technologie peut être embarquée sur un avion ou un bateau en combinaison, par exemple, avec un sondeur multifaisceaux. On peut ainsi acquérir les mesures précises d'une structure (tant ses parties émergées que celles qui sont submergées) sur de grandes zones et en peu de temps (Pranzini, E. et Rossi, L., 2013). Voir Fig. 2. LiDAR (Light Detection And Ranging) est une technologie qui permet une approche à grande échelle du recensement des plages, particulièrement intéressantes pour la surveillance de la topographie et de la bathymétrie de la zone côtière. Les deux différentes longueurs d'ondes, infrarouge (1064 µm) et verte (532 µm), opèrent au même moment dans chaque pulsion de laser: l'onde infrarouge est réfléctée par la surface de la mer alors que la verte est réfléctée par le fond marin. La profondeur de l'eau est récupérée à partir de la différence des temps de retour des deux faisceaux.

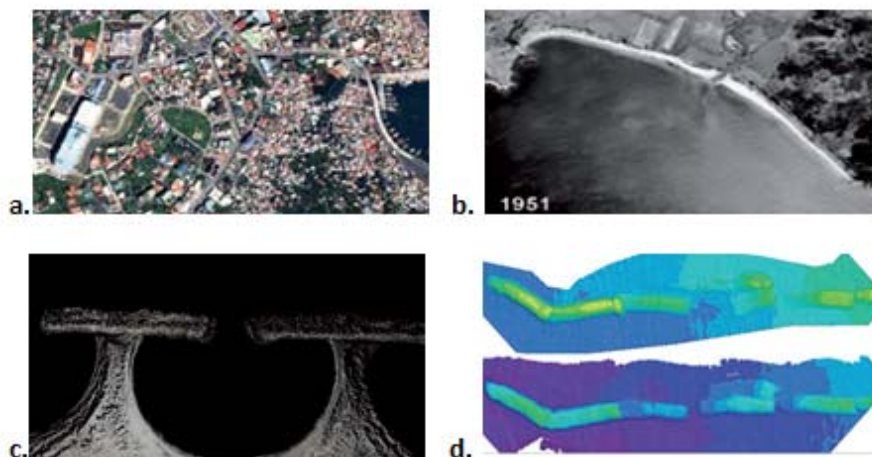


Figure 2 du point 4.1.1. a) Affinage panchromatique de l'imagerie Quickbird (source: Deichmann, U. et al., (2011); b) Photographie aérienne historique de la plage de Taravo illustrant son évolution dans les décennies écoulées (orthophotos© IGN); c) Étude d'une plage par balayage laser (par GOEcoste pour Politecnico di Bari). Source: Pranzini, E. et Rossi, L., (2013); d) Étude d'un épi submergé à l'aide de Multibeam Reson 8125 (en haut) et Odom ES3 (en bas). Source: Pranzini, E. et Rossi, L., (2013).

ii. Outils et méthodes de cartographie

Les Systèmes d'information géographique (SIG) fournissent la plateforme nécessaire à l'intégration des informations, l'analyse et la diffusion.

Traitement de l'image

Les systèmes de traitement de l'image sont des outils spécialisés permettant de manipuler les données satellitaires. Les images brutes devront passer par des procédures relativement complexes qui les corrigeront d'un point de vue géométrique et radiométrique, afin d'améliorer la précision de la localisation et de renforcer la capacité à identifier les éléments de la carte.

Cartographie et détection des structures/ouvrages artificiels

Les images peuvent être analysées visuellement ou quantitativement à l'aide d'algorithmes informatiques qui permettent d'extraire automatiquement les informations contenues dans l'imagerie. Les techniques visuelles ou manuelles (c'est-à-dire délimitant les éléments de l'image sur l'écran de l'ordinateur) restent les procédures les plus utilisées pour détecter et cartographier les structures côtières/ouvrages artificiels. Le traitement automatique de l'imagerie VHR, très complexe en raison d'exigences sophistiquées, ne fonctionne habituellement pas très bien sur les images satellites à très haute résolution et reste encore, très largement, un sujet de recherche (Deichmann, U. et al., 2011).

L'interprétation visuelle et la numérisation manuelle peuvent également servir à délimiter l'étendue globale des zones bâties. On peut cependant générer efficacement et rapidement une carte numérique de l'emprise urbaine à partir de l'imagerie VHR en ayant recours à un indice de la superficie bâtie qui sera le résultat d'un calcul informatique automatisé. On fait alors appel à un algorithme qui évalue les caractéristiques texturales des différentes zones d'une image satellite (Pesaresi et al., 2008). L'intérêt de l'indice de la superficie bâtie est que lorsqu'on l'applique, avec l'imagerie VHR, à des zones urbaines où l'habitat est éparé, on peut définir des bâtiments isolément, ou des groupes de bâtiments et obtenir les mêmes informations que celles généralement trouvées sur des cartes d'échelle 1:10 000. Le résultat est donc meilleur que celui obtenu avec des cartes de la couverture terrestre qui habituellement fournissent des informations moins fines à l'échelle 1:25 000 (Pesaresi et al., 2008). Ces dernières sont donc en grande difficulté pour capter l'urbanisation côtière éparée et spontanée.

On trouvera ci-dessous une proposition de représentation cartographique des éléments concernés (c'est-à-dire défense côtière, ports et marinas; poldérisation et surface imperméables). Fondamentalement, deux approches différentes sont suggérées en fonction des mesures mises en jeu: (i) longueur de la côte (mètres) et (ii) superficie occupée par ces structures.

Représentation linéaire:

De façon simple et pour un bon résultat, on gardera la ligne de base de la côte et on symbolisera différemment de la côte "naturelle" et les segments côtiers artificiels, ce qui maintient le trait originel de la côte. Cependant, les segments côtiers artificiels pourraient être associés à un tableau des attributs retenant les informations pertinentes, par exemple: type de structure (groyne, breakwater, p. ex.), caractéristiques portuaires (commercial, plaisance, etc.), position géographique (coordonnées centroïdes).

D'une manière alternative, des symboles différents peuvent être utilisés pour faire la différence entre les typologies de la défense côtière (Voir Fig. 3.a).

Enfin, l'autre possibilité est de numériser la situation géographique exacte de la défense côtière (en délimitant sa forme) indépendamment de la côte. Cette approche offre plus de précision, mais exige beaucoup de temps (voir Figure 3.b).

Des informations supplémentaires concernant les caractéristiques architecturales et l'histoire de la structure, ainsi que la documentation photographique aérienne et terrestre, peuvent être enregistrées dans les fichiers joints et peuvent être disponibles à travers des hyperliens sur la carte.

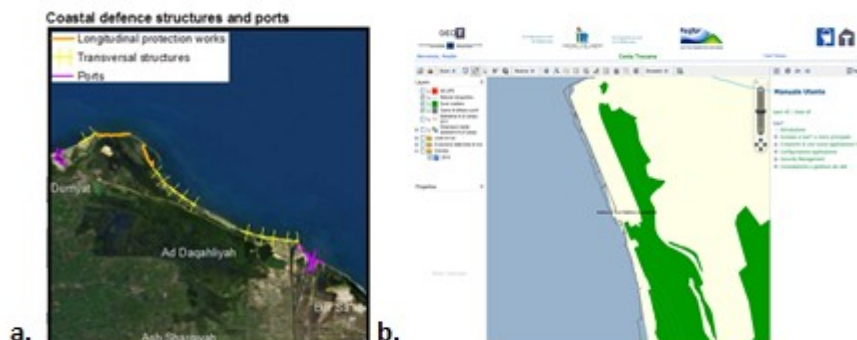


Figure 3. a) Exemples de représentation cartographique des défenses côtières et des ports en Égypte. (Source: MEDINA Project³⁹); b) Coasta Toscana (Source: projet ResMar⁴⁰)

Représentation de la zone:

la poldérisation et l'urbanisation devraient être représentées en fonction de leur empreinte spatiale. C'est pourquoi l'on recommandera une méthode polygonale. Il vaut la peine de mentionner que la classe "poldérisation" pourrait être interprétée comme une classe de surfaces imperméables. On aura recours à l'imagerie historique pour éviter cette incertitude. Des symboles différenciés peuvent être utilisés pour distinguer la poldérisation du bâti urbain. Le géoportail MEDAM offre un exemple de représentation spatiale de poldérisation (voir Figure 4).

³⁹ www.medinagOEportal.eu/

⁴⁰ <http://www.res-mar.eu/>



Fig. 1 du point 4.1.2. : Inventaire des côtes artificielles et des terres gagnées sur la mer (côtes méditerranéennes françaises). Source: MEDAM⁴¹

Évolution des longueurs sablonneuses sous l'effet de la perturbation physique

L'un des principaux problèmes concerne la localisation du littoral à travers une méthode non liée à la "subjectivité" de l'interprète ou de l'opérateur. Dans le rapport de Beachmed (2004), les auteurs ont souligné que les littoraux tracés par l'intermédiaire d'orthophotographes numérisés par différents opérateurs peuvent présenter des différences en matière de positionnement de quelques mètres.

Pour garantir une surveillance systématique du littoral, il est toutefois nécessaire d'utiliser une procédure de traitement d'images, qui serait moins liée à des variables subjectives, afin d'optimiser les temps de traitement et permet à des opérateurs, pas nécessairement hautement spécialisés, mais employés dans le domaine de la gestion territoriale, de prendre des mesures d'une manière autonome.

Finalement, indépendamment des métadonnées relatives à l'acquisition des données, la source/le traitement/la précision des informations sont cruciales dans une banque de données partagée, permettant une analyse crédible à grande échelle et des comparaisons intra- et extrarégionales.

iii. Évaluation : considérations relatives à l'échelle de surveillance appropriée

En termes de comparaison, l'évaluation des questions touchant à l'environnement côtier exige une échelle de surveillance plus détaillée que l'approche des eaux du large (par exemple au niveau subrégional). Cela est particulièrement vrai dès que l'on touche à la détection des infrastructures côtières. La couverture spatiale des lieux où l'on peut trouver des structures/ouvrages artificiels ne concerne qu'une frange littorale de 200 mètres d'amplitude (les structures en mer sont couvertes par un autre indicateur EcAp). De plus, certains des éléments que l'on veut surveiller sont des structures de quelques mètres de longueur et/ou d'amplitude (par exemple épis, digues, etc.).

Aux fins de l'évaluation, l'échelle adéquate serait au niveau des masses d'eau côtières⁴². Par la suite, si cela est nécessaire, les données numérisées (c'est-à-dire les mètres de la côte affectée, ou hectares gagnés sur la mer ou occupés par des surfaces imperméables) pourront être ajoutés aux niveaux supérieurs (par exemple limites administratives ou sous-régions méditerranéennes). L'inventaire MEDAM⁴³ offre un bon exemple de cette démarche ascendante en enregistrant la longueur des structures/ouvrages artificiels et la zone occupée par la poldérisation à différents niveaux spatiaux: masses d'eau, ville, département, région et pays.

⁴¹ <http://www.medam.info/index.php/en/>

⁴² Conformément à la Directive européenne sur l'eau (Commission européenne, 2000)

⁴³ Meinesz A., Blanfuné A., Chancollon O., Javel F., Longepierre S., Markovic L., Vaugelas de J. et Garcia D., 2013. Côtes méditerranéennes françaises: inventaire et impacts des aménagements gagnés sur la mer. Ed. Lab. ECOMERS, Université Nice Sophia Antipolis, 156 p.et publication électronique: www.medam.org.

Dans le cadre de l'évaluation de l'indicateur de longueur du littoral influencé par les structures artificielles, la définition de seuils exprimés en % ou en mètres implique l'intervention d'experts afin de tenir compte de la typologie des côtes y compris les biens et services rendus par les écosystèmes et leurs avantages sociaux et économiques. L'évaluation doit également couvrir les perturbations provoquées par ces structures.

4.2 Localisation des sites de prélèvements

Structures/Ouvrages artificiels :

S'agissant de la bonne localisation géographique des sites de prélèvements, notons que la surveillance ne devrait pas se limiter à des longueurs de côte, mais devrait couvrir l'entièreté du rivage méditerranéen de chaque Partie contractante. Cependant, tenant compte de ce que la défense côtière, les ports, les marinas et la poldérisation sont habituellement voisins des centres urbains côtiers et des stations touristiques, il faudra porter une attention toute particulière à ces points chauds/segments côtiers afin de détecter et surveiller correctement les structures côtières.

Évolution du littoral sablonneux sous l'effet de la perturbation physique:

Seules ces zones sablonneuses où les structures artificielles ont été identifiées sont surveillées. Concernant les effets positifs et éventuellement négatifs des structures de défense côtière, la partie des plages pour évaluer les impacts devrait s'étendre jusqu'à toute l'unité physiographique par le biais de la surveillance à long terme (Pranzini, E. and Rossi, L., 2013).

Quand la surveillance est effectuée dans le cadre de l'évaluation des impacts des structures artificielles sur le littoral, les recensements doivent avoir comme zone d'étude une longueur de côte d'un degré de magnitude plus élevé au moins que celui de la structure, vu que l'impact instantané de la structure sur les processus côtiers s'applique à une longueur de plage entre 1 et 3 fois plus que la plus grande dimension de la structure. En effet, l'impact de la structure peut tout d'abord affecter la dynamique des sédiments de la partie de la plage, dérivant immédiatement vers le bas (et dans les cas également de dérive vers le haut). Toutefois, il pourrait être progressivement élargi pour comprendre toute l'unité physiographique (Pranzini, E. and Rossi, L., 2013)

4.3 Fréquence de la surveillance

Il est vrai que chaque section côtière et chaque processus y afférent requièrent des procédures spécifiques pour le recensement et l'analyse de données, mais les échelles de temps opérationnelles doivent être déterminées, ce qui aboutira à un niveau homogène de savoir, qui rendra la comparaison de données et le transfert/l'échange d'expériences de gestion et de projets plus effectifs. La surveillance des structures artificielles doit être mise à jour au moins chaque six ans, mais le recensement du littoral sablonneux sous l'effet des pressions exercées par l'homme doit être répété chaque année.

Il va sans dire que la plage est une entité morphologique extrêmement dynamique, dont le changement est étroitement lié aux conditions climatiques, aux conditions de la mer et aux variations de marées. Dans le cadre de la surveillance des littoraux par le biais d'un système semi-automatique basé sur l'utilisation d'images satellitaires à haute résolution, le rôle des conditions de la mer au moment de l'acquisition des données est fondamental. Ainsi, la surveillance appropriée doit se baser sur l'acquisition d'images satellitaires prises, quand c'est possible, quand la mer est calme pour prévenir une surestimation ou une sous-estimation des variations. Dans certaines localités tout au long du littoral de la Méditerranée, les conditions de marée doivent être également bien connues et prises en considération. (à la même période de l'année, comme indiqué ci-dessus) .

4.4. Collecte d'échantillons sur le terrain et données venant d'autres techniques d'observation

Outre les données d'observation de la Terre, il faut citer d'autres sources de données qui seront potentiellement utiles pour valider et rehausser la précision des travaux de surveillance: plans de construction détaillés (par exemple ports, marinas, stations touristiques, etc.); plans d'urbanisme locaux et recensements de travaux publics ; étude de terrain du littoral par les systèmes manuels (GPS); collecte de photographies sur le terrain (manuellement, web-camps, etc.).

B. Changement d'utilisation du sol

La Réunion CORMON Côtes et Hydrographie (Mai 2013) a débouché sur un accord en faveur d'un indicateur candidat commun spécifique à la région Méditerranéenne couvrant le changement d'utilisation du sol, et notant que cet indicateur candidat commun serait soumis à de plus amples investigations et à une mise en œuvre pilote (pendant l'étape initiale d'IMAP), avant que les Parties Contractantes ne soient appelées à accepter son usage au niveau régional en tant qu'indicateur commun.

Afin d'appliquer cette recommandation de la Réunion CORMON Côtes et Hydrographie, un projet pilote EcAp a été lancé dans l'Adriatique pour tester la faisabilité de cet indicateur candidat commun au niveau subrégional, dans le cadre d'un projet financé par l'UE sur la « Mise en Œuvre de l'Approche Écosystémique en Méditerranée par les Parties Contractantes dans le contexte de la Convention de Barcelone pour la Protection de l'Environnement Marin et des Régions Côtières de la Méditerranée et de ses Protocoles (projet EcAp-MED 2012-2015) ». Les résultats de ce projet pilote sont présentés dans le document UNEP(DEPI)/MED WG.420/Inf.18.

En lien avec l'indicateur candidat 19 sur le changement d'utilisation du sol, les Parties Contractantes sont donc invitées, pendant l'étape initiale d'IMAP, à élaborer des programmes de surveillance et d'entreprendre des activités de surveillance pilotes, sur la base des résultats du projet pilote EcAp-MED.

Les conclusions principales du projet pilote suggèrent que l'utilisation de données satellitaires communes ainsi que d'une méthode commune de traitement et de présentation des résultats est tout à fait possible et constitue une avancée majeure en ce qui concerne les processus, l'état et les évolutions de la sone côtière.

En conséquence, l'interprétation des résultats de la surveillance peuvent fournir des informations sur les impacts frappant les écosystèmes, les habitats et les paysages côtiers.

Cependant, le projet pilote suggère et les Points Focaux Nationaux du PAP/CAR ont conclu que l'interprétation des résultats et l'évaluation qui devrait permettre de définir les mesures de gestion et de réalisation du BEE do être effectuées au niveau national.

Ceci s'explique par le fait que la définition de la zone côtière et en particulier des unités analytiques dans un pays donné, ainsi que les dimensions socio-économiques, historiques et culturelles ajoutées aux conditions géomorphologiques et géographiques de chaque pays doivent être prises en compte.

Par conséquent, l'interprétation des résultats doit décrire et mettre en exergue les tendances négatives et le statut des zones côtières qui ne sont pas conformes aux exigences du Protocole GIZC et/ou autres politiques, plans et programmes nationaux régissant le développement des zones côtières et la définition du BEE ou des descriptions similaires du bon état des zones côtières, y compris les aspects spécifiques du bon état écologique.

La méthode proposée fournit un outil fort et à même d'augmenter la visibilité sur les cartes du changement d'utilisation du sol et apporte les informations requises pour l'application de mesures de gestion si nécessaire. Puisque la gestion et les mesures associées à la réalisation du BEE incorporent toutes les dimensions du développement durable et des impacts sur les écosystèmes, la biodiversité et les paysages côtiers et dépendent des résultats d'une telle analyse, à savoir de l'indicateur lui-même, il

faudrait laisser aux pays la possibilité d'assouplir l'approche de la gestion en fonction de leurs spécificités et conditions locales.

Concernant la définition de la zone côtière, l'article 3 du Protocole GIZC doit rester la seule unité de base pour cet indicateur candidat et les pays devraient également pouvoir définir les unités analytiques. Le projet pilote peut servir de source d'inspiration.

En résumé, l'indicateur candidat sur le changement d'utilisation du sol (indicateur candidate 19) est essentiel à l'analyse des processus dans les zones côtières et comme il s'agit d'un outil simple, il devrait être soutenu et développé pour permettre aux pays de proposer des mesures adéquates pour la réalisation du BEE (choisi par les pays eux-mêmes sur la base de leurs spécificités locales) et, donc, d'apporter un éclairage plus objectif au reporting de l'état et de l'évolution de leurs zones côtières et de la mise en œuvre de l'approche écosystémique dans ces zones.

OBJECTIF ÉCOLOGIQUE 11 : ÉNERGIE, Y COMPRIS LE BRUIT SOUS-MARIN

Une stratégie de surveillance du bruit sous-marin pour l'ensemble du bassin Méditerranéen

Le présent document a été préparé grâce au soutien financier de l'ACCOBAMS et du PAM/PNUE – CAR-ASP par des experts membres du Groupe de travail commun sur le bruit ACCOBAMS/ASCOBANS/CMS (Alessio MAGLIO comme coordinateur, Manuel CASTELLOTE et Gianni PAVAN).

RÉSUMÉ

Dans le cadre de la Convention de Barcelone, la mise en œuvre de l'Approche écosystémique (EcAp) se structure autour de 11 Objectifs écologiques, le onzième étant l'énergie y compris le bruit sous-marin (OE11). Dans ce contexte, l'Accord sur la conservation des cétacés de la mer Noire, de la Méditerranée et de la zone atlantique adjacente (ACCOBAMS), en accord avec le Secrétariat du Plan d'action pour la Méditerranée du Programme des Nations Unies sur l'environnement (PAM/PNUE), a lancé une étude pour élaborer une stratégie de surveillance du bruit sous-marin à l'échelle du bassin Méditerranéen. Par conséquent, le présent rapport technique a été élaboré par des membres du Groupe de travail commun sur le bruit ACCOBAMS/ASCOBANS/CMS (JNWG). Ce rapport est un guide présentant les indicateurs liés à l'OE11. Il vise à fournir à toutes les parties prenantes les informations nécessaires pour garantir une mise en œuvre correcte et simple de l'OE11. L'élaboration de cette stratégie s'est basée sur le Descripteur 11 (D11) de la Directive-cadre stratégie pour le milieu marin (DCSMM) de l'Union européenne. Deux indicateurs distincts sont ainsi utilisés pour le bruit impulsif et le bruit continu (respectivement indicateur 11.1.1 et 11.1.2). L'Indicateur 11.1.1 porte sur la répartition spatio-temporelle des sources de bruit impulsif, tandis que l'indicateur 11.1.2 concerne la surveillance des niveaux de bruit continu par le biais de mesures et de modèles, le cas échéant. La stratégie de surveillance du bruit proposée recommande plusieurs adaptations pour la Méditerranée. En particulier, les deux indicateurs sont liés de façon plus étroite à la biologie acoustique des principales espèces de mammifères marins de la Méditerranée connus pour être sensibles au bruit, à savoir le rorqual commun, le cachalot et la baleine à bec de Cuvier. La stratégie de surveillance proposée ici représente un progrès important pour une réglementation efficace et largement acceptée du bruit sous-marin à une échelle régionale.

Indicateur candidat potentiel 26 : Proportion de jours et distribution géographique où les sons impulsifs intenses à basse et moyenne fréquence dépassent les niveaux susceptibles d'avoir un impact significatif sur les animaux marins

Le bon état écologique (BEE) en relation à l'indicateur 11.1.1 est défini en fonction de la couverture spatio-temporelle des sources de bruit impulsif. Cependant, dans la définition ci-dessus certains termes et expressions doivent être mieux définis avant de déterminer le BEE : la *proportion de jour* doit être interprétée comme le nombre de jours au cours d'une année civile; la *distribution géographique* est définie comme le nombre de mailles sur un maillage de 20 × 20 km couvrant l'ensemble du bassin méditerranéen; les *sons impulsifs* doivent être interprétés comme les niveaux à la source des sources de bruit d'origine anthropique; l'*impact* est défini comme un évitement important et/ou soutenu et/ou à long terme d'une zone, et/ou l'altération du comportement acoustique, c'est-à-dire l'arrêt des vocalisations (chants ou click selon les espèces). De plus, il est nécessaire de définir quelles sources de bruit impulsif doivent être prises en compte. Le JNWG recommande de considérer toute activité humaine utilisant des sources de bruit à basse fréquence, indépendamment de leur niveau à la source, ce qui prend en compte la sensibilité du rorqual commun sur de très longues distances. De plus, il est recommandé de considérer les activités humaines utilisant des sources de bruit à moyenne fréquence à condition que le niveau à la source dépasse un seuil fixé. Les seuils pour les sources de bruit à moyenne fréquence ont été sélectionnés de façon à tenir compte de la sensibilité des baleines à bec de Cuvier à ce type de son. Ainsi, afin de définir le BEE au sens de l'indicateur 11.1.1, il est recommandé d'établir un seuil de couverture spatiale (c'est-à-dire un nombre de mailles sur un maillage) et un seuil de couverture temporelle (c'est-à-dire un nombre de jours par an). Le dépassement de l'un de ces seuils sur une année donnée signifie que le BEE n'est pas réalisé pour cette année. L'indicateur 11.1.1 est présenté en synthèse dans le tableau 1 ci-dessous.

Indicateur candidat potentiel 27 : Niveaux de bruit continu à basse fréquence avec utilisation de modèles, le cas échéant

Le BEE en relation à l'indicateur 11.1.2 est défini par les niveaux de bruit continu dans des bandes de fréquences particulières. Il s'agit des bandes de tiers d'octave centrées à 20, 63, 125, 250, 500 et 2000 Hz. Le choix porte sur les bandes où le bruit provenant du trafic maritime est susceptible d'être dominant par rapport à d'autres sources selon les données obtenues en Méditerranée (63, 125, 250 et 500 Hz), mais aussi où le bruit masque potentiellement le chant des rorquals communs et les clicks des cachalots (respectivement 20 Hz et 2000 Hz). Deux méthodes sont recommandées pour le calcul des niveaux de bruit: la moyenne arithmétique annuelle des niveaux de pression sonore, exprimée en dB re 1µPa (rms); et le niveau dépassé pendant 33,3% du temps sur un an (ou $L_{33,3}$). L'indice $L_{33,3}$ vise à capter une éventuelle augmentation des niveaux de bruit ambiant causés par la navigation de plaisance l'été. En effet, les bateaux de plaisance sont suspectés de provoquer une augmentation significative des niveaux de bruit ambiant en été, c'est à dire de juin à septembre. Cette période représente un tiers (= 33,3%) d'une année. Par conséquent, afin de définir le BEE au sens de l'indicateur 11.1.2, il est recommandé d'établir un seuil de précaution en décibels. Si la moyenne arithmétique annuelle est au-dessus du seuil de bruit, le BEE n'est pas réalisé pour cette année pour la région en question. En revanche, si la moyenne est inférieure, l'indice $L_{33,3}$ est analysé pour déterminer si au cours de l'été le seuil a été dépassé. Dans ce cas également, le BEE n'est pas respecté. L'indicateur 11.1.2 est présenté en synthèse dans le tableau 2 ci-dessous.

Besoins pour l'évaluation du BEE concernant Objectif écologique 11

Pour l'évaluation du BEE selon l'OE11, trois seuils doivent être établis: un seuil de couverture spatiale et un seuil de couverture temporelle concernant l'indicateur 11.1.1, puis un seuil de bruit concernant l'indicateur 11.1.2. Le JNWG considère qu'à ce stade il est possible de proposer des seuils de précaution pour les deux indicateurs. Pour ce faire, il est demandé au Secrétariat de l'ACCOBAMS d'effectuer les actions suivantes en vue d'identifier ces seuils :

1. Passer en revue les seuils de couverture spatiale et temporelle qui ont été sélectionnés par les États membres de l'UE dans le cadre de la mise en œuvre de l'indicateur de bruit impulsif du Descripteur 11 ;
2. Accomplir l'action CA 2b1 du Plan de travail 2014-2016 (Identification des « points chauds » d'interactions liées au bruit d'origine anthropique de la zone ACCOBAMS) afin de fournir les informations de base nécessaires sur la distribution spatio-temporelle des sources de bruit impulsif en mer Méditerranée ;
3. Réaliser, en continuité du présent travail, une revue des données disponibles sur le bruit ambiant, afin d'identifier le seuil pour l'indicateur de bruit continu 11.1.2.

1. Introduction

L'énergie introduite par les activités humaines dans le milieu marin inclut le son, la lumière et d'autres champs électromagnétiques, ainsi que la chaleur et l'énergie radioactive. De tous ces types d'énergie, le son sous-marin est le plus répandu et envahissant (Dekeling et al., 2013). L'apport d'énergie sonore peut avoir lieu à différentes échelles spatiales et temporelles. Les sons d'origine anthropique peuvent être de courte durée (comme les bruits impulsifs) ou bien avoir une durée prolongée (bruit continu). La transmission de l'énergie sonore en milieu marin est un phénomène très variable. Les sons à basse fréquence peuvent se propager sur des longues distances (dizaines à milliers de kilomètres), tandis que les sons à moyenne et haute fréquence sont atténués plus rapidement et se transmettent sur des distances plus courtes (centaines de mètres à quelques kilomètres (Urlick, 1996)). Les sources de pollution sonore sous-marine incluent le trafic maritime, l'exploration géophysique et l'exploitation des hydrocarbures, les sonars militaires et les explosions sous-marines, les dispositifs télémétriques et les modems acoustiques sous-marins, les activités de recherche scientifique utilisant des sources acoustiques actives, et enfin les travaux de construction en milieu littoral, côtier et au large. Une

tendance à la croissance de la plupart de ces activités est constatée à l'échelle de la Méditerranée (par exemple : OWEMES, 2012; EIA, 2013; DG EXPO/B/PolDep/Note/2014_95).

Les organismes marins peuvent subir des effets négatifs à court, moyen et long terme. Ces effets peuvent être de nature temporaire ou permanente et les impacts engendrés aigus ou chroniques. (Richardson et al, 1995). Certains peuvent être discrets comme, par exemple, une réduction temporaire de la sensibilité auditive, une réduction des défenses immunitaires ou du succès de reproduction, une diminution du taux de survie. D'autres impacts sont plus évidents, comme les blessures ou la mort des animaux. Les premiers peuvent être très difficiles à détecter alors que les seconds peuvent être corrélés dans certaines circonstances à des expositions aiguës à une distance rapprochée. Bien qu'aujourd'hui les efforts de conservation de l'environnement aillent dans le sens d'une approche écosystémique, la préoccupation pour la gestion du bruit naît principalement des effets négatifs engendrés sur des espèces protégées et sensibles au bruit, par exemple certaines espèces de mammifères marins.

Dans le cadre du plan d'action pour la Méditerranée du programme des Nations Unies sur l'environnement (PAM/PNUE), la Convention sur la protection du milieu marin et du littoral de la Méditerranée (Convention de Barcelone) définit la pollution de la manière suivante : *l'introduction directe ou indirecte, par l'homme, de substances ou d'énergie dans le milieu marin, y compris les estuaires, lorsqu'elle a ou peut avoir des effets nuisibles tels que dommages aux ressources biologiques et à la faune et à la flore marines, risques pour la santé de l'homme, entrave aux activités maritimes, y compris la pêche et les autres utilisations légitimes de la mer, altération de la qualité de l'eau de mer du point de vue de son utilisation et dégradation des valeurs d'agrément* (article 2-a). Cependant, ce n'est que récemment, avec la mise en œuvre de l'Approche écosystémique, que le bruit sous-marin a été pris en considération par les Parties contractantes de la Convention de Barcelone à des fins d'évaluation et de mise en place de programmes de surveillance (Décision 17/6). Onze objectifs écologiques (OE, dont le 11e est le bruit), ainsi que des objectifs opérationnels et des indicateurs, ont été acceptés pour la Méditerranée d'après la Décision 20/4 adoptée lors de la 17e réunion des Parties contractantes (Paris, 2012). En effet, selon la définition contenue dans la Décision 20/4, l'OE11 (Énergie y compris le bruit sous-marin) est réalisé quand le bruit causé par les activités humaines ne cause aucun impact significatif sur les écosystèmes marins et côtiers. Cependant, lors de la 18e réunion des Parties contractantes (Istanbul, 2013) il a été considéré que beaucoup d'aspects liés à la problématique du bruit sous-marin n'étaient pas suffisamment compris, empêchant une définition adéquate de bon état écologique (BEE). Par conséquent, la Décision 21/3, adoptée lors de cette réunion, fournit une description de BEE et des cibles environnementales pour tous les objectifs écologiques, excepté pour le bruit sous-marin.

Le présent document porte sur l'importance d'évaluer et de mettre en place une surveillance du bruit sous-marin en Méditerranée. Il présente des éléments de discussion sur le choix des indicateurs actuellement proposés pour la mise en œuvre du Descripteur 11 de la Directive-Cadre Stratégie pour le milieu marin (DCSMM), dans le but de proposer autant que possible des adaptations au cas de la mer Méditerranée. La stratégie de surveillance décrite dans le présent document permet de faire avancer le travail mené jusqu'ici par le PAM/PNUE, en cohérence avec d'autres cadres réglementaires internationaux œuvrant dans sa zone d'application, tels que l'ACCOBAMS et les directives de l'Union européenne.

1.1. Le bruit sous-marin en Méditerranée

La Méditerranée est un bassin semi-fermé très exploité par l'homme, où toutes les activités productrices de bruit sous-marin citées plus haut se déroulent régulièrement. Certaines caractéristiques spécifiques de la région Méditerranéenne doivent être prises en compte lorsque la problématique de l'impact du bruit sous-marin est abordée:

- La présence d'espèces menacées et/ou très sensibles au bruit
- L'important développement anthropique du littoral
- La haute concentration de pressions cumulées dans plusieurs zones

Il a été démontré que l'emploi de sonars à moyenne fréquence lors d'exercices navals a causé plusieurs échouages massifs de baleines à bec de Cuvier le long des côtes méditerranéennes, ainsi que dans d'autres zones maritimes, au moins durant les 20 dernières années (D'Amico et al., 2009; Evans and Miller, 2004; Freitas, 2004; Frantzis, 1998; Martín Martel, 2002; Martín et al., 2004; Parsons et al., 2008; Simmonds and Lopez-Jurado, 1991). Cette corrélation n'a été identifiée pour aucune autre source de bruit sous-marin, mais cela ne peut pas être exclu pour le cas de l'exploration géophysique (e.g. Southall et al., 2013; Castellote and Llorens *in press*). En effet ce type de source de bruit est suspecté d'exercer une pression en augmentant le stress sur la faune marine (Rolland et al., 2013). Il convient de rappeler également que la Méditerranée accueille une des populations de mammifères parmi les plus menacées au niveau global : le phoque moine de Méditerranée (*Monachus monachus*). De plus, selon des données récentes de l'UICN, les populations de plusieurs espèces de cétacés se trouvent dans une situation de déclin démographique, comme le grand dauphin (*Tursiops truncatus*) et le cachalot (*Physeter macrocephalus*), IUCN 2012).

Plusieurs instances internationales œuvrant pour la protection et la conservation de l'environnement reconnaissent le bruit comme un facteur de stress qui doit être quantifié, surveillé et, si nécessaire, atténué. Dans ce cadre, l'Accord sur la conservation des cétacés de la Mer Noire, de la Méditerranée et de la zone Atlantique adjacente (ACCOBAMS) travaille concrètement pour une large adoption de mesures opérationnelles visant à atténuer les impacts du bruit sur les mammifères marins. À présent, les principaux instruments mis en place par l'ACCOBAMS sont :

- La Résolution 4.17 (*Lignes Directrices pour traiter l'impact du bruit d'origine anthropique sur les cétacés dans la zone de l'ACCOBAMS*) adoptée en 2010 par les Parties à l'Accord. Cette Résolution décrit, pour chaque activité maritime produisant du bruit, des mesures opérationnelles et des procédures visant à réduire l'impact potentiel de ces activités ;
- *Guide méthodologique : orientations pour la mise en place de mesures d'atténuation de l'impact du bruit sous-marin* (ACCOBAMS, 2013). Il s'agit d'un document pratique visant à guider les industriels dans la mise en place de procédures pour l'atténuation des risques liés aux impacts acoustiques.

2. **Le choix des indicateurs pour la mise en place d'une surveillance du bruit sous-marin d'origine anthropique**

À l'égard de ses effets sur la faune, il convient de classer le bruit en deux grandes catégories : le bruit impulsif et le bruit continu. Il est bien connu qu'un bruit impulsif très intense peut engendrer des effets aigus directs, allant de la perte d'audition, des dommages aux tissus, jusqu'à la mort d'individus de certaines espèces sensibles comme les cétacés. De plus, le bruit peut causer des effets permanents, tels que l'abandon définitif d'une importante zone d'alimentation.

D'autre part, le bruit continu cause une exposition chronique associée principalement à un stress et à des modifications comportementales qui peuvent conduire à des effets au niveau des populations sur le long terme. Par conséquent, **une conception cohérente des indicateurs, visant une gestion appropriée de la problématique, doit considérer ces deux catégories de bruit.** Mise à part sa nature impulsive ou continue, le spectre de fréquences d'un bruit doit être également considéré dans le développement des indicateurs, car la propagation du son dépend de sa fréquence. De plus, la

sensibilité auditive des espèces marines dépend également de la fréquence du son. Par conséquent, il est nécessaire de considérer le contenu fréquentiel du bruit comme un facteur déterminant. Enfin, lors de l'élaboration des lignes directrices, il est également indispensable de considérer les espèces clés de la Méditerranée (sensibles, emblématiques, etc.). Le groupe de travail sur le bruit (JNWG) propose de considérer l'impact potentiel du bruit sur les rorquals communs (*Balaenoptera physalus*), les baleines à bec de Cuvier (*Ziphius cavirostris*) et les cachalots (*Physeter macrocephalus*), c'est-à-dire trois espèces emblématiques et sensibles au bruit du bassin Méditerranéen.

Afin d'être en cohérence avec la DCSMM et d'harmoniser les efforts, le développement de la stratégie de surveillance du bruit pour la Méditerranée (et de ses indicateurs) va s'inspirer du cadre méthodologique pour la mise en œuvre du Descripteur 11 de la DCSMM (Dekeling et al. 2013). En effets, ce cadre sera bientôt adopté dans une partie de la Méditerranée (les pays riverains et membres de l'UE). La DCSMM donne instructions aux pays membres sur les actions à mener afin d'appliquer une approche écosystémique à la gestion du bruit sous-marin et atteindre le bon état écologique. Avec la décision de la Commission européenne 2010/477/EU, deux indicateurs ont été retenus, portant sur le bruit impulsif à basse et moyenne fréquence et sur le bruit continu à basse fréquence.

Au regard du bruit impulsif à basse et moyenne fréquence, il convient de rappeler que cet indicateur, en accord avec les principes de base de la DCSMM, vise à évaluer l'état d'un écosystème et non celui de certains animaux ou espèces en particulier. Parallèlement, cet indicateur considère les impacts cumulés des activités humaines, et non ceux d'une activité ou programme en particulier. Ces concepts peuvent être appliqués aux objectifs du PAM/PNUE dans le cadre de la mise en œuvre de l'Approche écosystémique. Par conséquent, la surveillance du bruit impulsif peut être mise en place par l'établissement d'un registre d'activités humaines qui utilisent des sources de bruit impulsif. En connaissant la date et la position des activités inscrites au registre, la proportion de jours sur une période et une zone donnée, dans laquelle ont lieu des activités qui génèrent du bruit impulsif, peut être calculée, surveillée et gérée. Cependant, il ne s'avère pas nécessaire d'inscrire au registre toutes les activités génératrices de bruit impulsif, car seules certaines ont un impact sur l'environnement. Le groupe d'experts sur le bruit sous-marin de la Commission européenne (« TSG Noise ») propose l'utilisation d'un système de seuils pour l'inscription des activités humaines en mer au registre. En d'autres termes, les activités seront inscrites au registre si elles produisent un bruit impulsif à basse et/ou moyenne fréquence qui dépasse un certain niveau seuil à la source. À l'égard de la DCSMM, les seuils sont principalement basés sur des études se focalisant sur l'apparition d'altérations comportementales sur le marsouin commun (*Phocoena phocoena*), une espèce très fréquente dans la mer du Nord mais absente de Méditerranée. Dans le présent document, le groupe de travail commun sur le bruit (JNWG) décrit les adaptations de l'indicateur pour le bruit impulsif au cas de la Méditerranée

Concernant l'indicateur pour le bruit continu, le TSG Noise définit l'objectif principal de cet indicateur comme la détection de la tendance des niveaux sonores sur une période donnée, en considérant une gamme de fréquences pertinente. De simples méthodes pour calculer des niveaux sonores moyens sur une année sont recommandées, sur les bandes de fréquences où le bruit du trafic maritime est dominant par rapport à d'autres sources de bruit continu, c'est-à-dire les bandes de tiers d'octave centrées à 63 et 125 Hz. Cependant, considérant les objectifs du PAM/PNUE, d'autres options peuvent être proposées. En premier lieu, détecter la tendance des niveaux de bruit peut ne pas s'avérer la meilleure option si nous voulons tenir en compte l'impact potentiel du bruit sur la faune marine, et particulièrement sur les cétacés. En effet, même une tendance décroissante, ce qui satisfait la définition de BEE au sens strict selon le TSG Noise, pourrait rester pendant longtemps (plusieurs années) au-dessus de certains seuils significatifs au niveau biologique, c'est-à-dire au-dessus des niveaux de bruit dangereux pour la faune marine. De ce point de vue, **il convient de prendre en considération l'établissement d'un seuil pour le bruit ambiant**. De plus, d'une part la sensibilité auditive des mysticètes peut s'étendre jusqu'à 1 kHz, et d'autre part nous savons que les navires produisent du bruit sur une gamme de fréquences plus large que celle indiquée dans le cadre de la DCSMM. Enfin, si nous sommes soucieux du BEE pour les espèces d'odontocètes reconnues comme vulnérables et/ou sensibles au bruit, il conviendrait d'étudier également des bandes de fréquences plus hautes. En synthèse, l'indicateur du bruit ambiant pour le Descripteur 11 de la DCSMM est focalisé

uniquement sur contenu fréquentiel du bruit des navires, tandis que **l'indicateur sur le bruit ambiant** proposé pour l'Objectif écologique 11 vise à prendre en compte également l'impact potentiel sur des espèces clés de cétacés. Cela représente la principale différence entre les stratégies de surveillance du bruit ambiant proposées dans le cadre de la DCSMM et du PAM/PNUE. Afin d'inclure cet aspect biologique dans l'indicateur pour le bruit ambiant, des bandes de fréquences pertinentes du point de vue biologique doivent être sélectionnées. Enfin, étant donnée l'existence de variations saisonnières dans les activités humaines en Méditerranée (comme la navigation de plaisance), et considérant que cet aspect n'a jamais été étudié en profondeur, une échelle temporelle plus fine (trimestrielle ou mensuelle) pourrait être envisagée pour le calcul des valeurs moyennes du bruit. L'ensemble de ces problématiques est abordé dans la section 3.2.

3. Stratégie de surveillance

La stratégie de surveillance dépend de plusieurs facteurs, dont les types de sources de bruit à surveiller, le choix entre des mesures in situ ou la modélisation et la cartographie (ou une combinaison), les échelles spatiales et temporelles, la fréquence et la position des sites d'échantillonnage, la définition de valeurs de référence (état initial) et de seuils d'acceptabilité, le choix des unités de mesure et les indicateurs statistiques pour calculer et montrer les résultats. Cette variabilité se reflète dans l'existence de différentes stratégies de surveillance, abordées dans les sections suivantes.

3.1. Indicateur du bruit impulsif (11.1.1)

D'après la définition adoptée par la 17e Réunion des Parties de la Convention de Barcelone (2012), l'indicateur du bruit impulsif est défini ainsi : *Proportion de jours et distribution géographique où les sons impulsifs intenses à basse et moyenne fréquence dépassent les niveaux susceptibles d'avoir un impact significatif sur les animaux marins.*

En cohérence avec la définition fournie par le TSG Noise, les sons impulsifs doivent être interprétés comme les niveaux à la source des sources de bruit d'origine anthropique. Comme indiqué précédemment, l'établissement par les Parties contractantes d'un registre des activités maritimes utilisant des sources de bruit impulsif est nécessaire pour la mise en œuvre de cet indicateur. Les recommandations formulées sont présentées dans les sections suivantes.

3.1.1. Sources de bruit

Les activités humaines génératrices de bruit qui devraient être inscrites au registre sont généralement reconnues. Il s'agit des exercices navals impliquant l'utilisation de sonars à basse et moyenne fréquence, l'exploration géophysique, les explosions sous-marines, le battage de pieux et l'emploi des répulsifs acoustiques. Aux fins du PAM/PNUE, le JN WG propose que l'inscription d'une activité donnée dans le registre dépende de l'impact significatif causé aux espèces clés de cétacés en Méditerranée, à savoir le rorqual commun, le cachalot et la baleine à bec de Cuvier. Par conséquent, la définition d'impact significatif doit être clarifiée. Le JN WG propose d'adapter la définition utilisée par le TSG Noise, à savoir : évitement important et/ou soutenu et/ou à long terme d'une zone, et/ou altération du comportement acoustique, c'est-à-dire l'arrêt des vocalisations.

Donc, sur la base des connaissances disponibles sur la biologie et l'écologie acoustique des rorquals communs, des cachalots et des baleines à bec de Cuvier, le JN WG propose d'inclure deux listes différentes d'activités humaines en mer, une pour les sources de bruit impulsif à basse fréquence, et une pour les sources à moyenne fréquence. La première liste concerne la sensibilité acoustique du rorqual commun. Elle énumère les activités qui doivent être inscrites dans le registre indépendamment du niveau à la source. En d'autres termes, toutes les activités utilisant des sources de bruit impulsif à basse fréquence seront potentiellement inscrites dans le registre. La deuxième liste concerne la sensibilité acoustique des cachalots et des baleines à bec de Cuvier. Les activités humaines y sont inscrites si leur niveau à la source dépasse un seuil déterminé. Cette proposition est fondée sur le fait que l'évitement et/ou l'altération du comportement acoustique peuvent se produire pour les rorquals communs méditerranéens en réponse à des bruits impulsifs à basse fréquence sur de très longues distances, atteignant plus de 200 km (Borsani et al. 2008, Castellote et al. 2012). Fixer un seuil

minimum pour l'inscription au registre serait donc inutile, car toutes les activités seraient très probablement incluses. D'autre part, les cachalots et les baleines à bec sont deux espèces connues pour être sensibles aux moyennes fréquences (par exemple Aguilar de Soto et al., 2006; Weir, 2008). L'énergie contenue dans les bandes à moyenne fréquence est normalement liée à la puissance contenue dans les bandes à basse fréquence, mais se propage moins loin que pour les basses fréquences. L'emploi d'un système de seuil comme condition pour l'inscription au registre semble pertinent, car de cette manière la méthodologie reste simple et permet de maintenir les coûts de surveillance à un niveau raisonnable.

En synthèse, les activités qui utilisent des sources de bruit impulsif à basse fréquence sans seuil minimum sont les suivantes :

- Sonar militaire à basse fréquence
- Exploration géophysique (commerciale et scientifique, utilisant tout type de source : canon à air, sondeur à sédiment, sparker etc.)
- Explosions sous-marines ou en milieu littoral
- Battage de pieux (tout type de système à marteaux à pistons)

Les activités utilisant des sources de bruit impulsif à moyenne fréquence avec un seuil minimum comme condition pour l'inscription au registre sont listés ci-après :

- Sonar militaire à moyenne fréquence. Niveau à la source > 176 dB re 1 μPa m
- Répulsifs acoustiques à moyenne fréquence. Niveau à la source > 176 dB re 1 μPa m
- Autres sources non pulsionnelles. Niveau à la source > 176 dB re 1 μPa m
- Autre sources pulsionnelles. Niveau à la source > 186 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2 \text{m}^2 \text{s}$

Les seuils proposés sont en accord avec les recommandations du TSG Noise (Dekeling *et al.*, 2013) et présentés ci-après. En premier lieu, les niveaux de bruit reçus qui engendrent une réaction comportementale sont identifiés d'après la bibliographie. Ensuite, il est admis qu'un impact significatif se produit quand ces niveaux de bruit atteignent une distance de 1000 m depuis la source. Cela signifie qu'une activité qui produit un niveau sonore capable d'engendrer une réaction comportementale jusqu'à 1000 m de la source va être inscrite au registre. Enfin, les niveaux de bruit suscitant la réaction comportementale à 1000 m sont utilisés pour calculer le niveau à la source théorique utilisé comme seuil d'inclusion au registre. C'est ce seuil qui est indiqué dans la liste ci-dessus. Considérant les sources non pulsionnelles (sonars militaires à moyenne fréquence, répulsifs acoustiques et d'autres sources non pulsionnelles), le choix du seuil est basé sur la réaction des baleines à bec à l'exposition au sonar militaire à moyenne fréquence. Une étude focalisée sur la baleine à bec de Blainville (*Mesoplodon densirostris*) suggère 140 dB re 1 μPa (rms) comme seuils d'apparition d'altérations comportementales (Tyack et al., 2011). A partir de ce niveau, le calcul du niveau à la source théorique (voir Dekeling et al., 2013, pour plus de détails), donne 176 dB re 1 μPa , ce qui représente le seuil proposé par le JN WG. Toutefois, il convient de rappeler une étude récente de DeRuiter et al. (2013) mettant l'accent sur la réaction comportementale des baleines à bec de Cuvier à l'exposition d'un sonar à moyenne fréquence simulé. Ce travail suggère des niveaux inférieurs, allant de 89 à 127 dB re 1 μPa (rms), pour déclencher des réactions comportementales chez les baleines à bec de Cuvier. De telles réactions comportementales incluent l'arrêt de certaines activités normales de l'animal (comme le mouvement de la nage caudale et l'écholocation), la modification de la nage, la prolongation à la fois de la durée des plongées et des périodes de non-alimentation (DeRuiter et al., 2013). Cette dernière étude paraît évidemment plus cohérente pour le cas de la Méditerranée. Cependant, l'éventail des niveaux de bruit suggéré pour le déclenchement d'une réaction est très large. De plus, la même étude montre qu'un exercice militaire au loin, ayant exposé accidentellement un individu à des niveaux reçus comparables (78 à 106 dB re 1 μPa re rms) n'a pas engendré de réactions comportementales. Par conséquent, le JN WG propose d'utiliser comme critère provisoire le niveau de bruit recommandé par TSG Noise basée sur l'étude de Tyack et al. (2011), à savoir 176 dB, comme seuil pour les sources de bruit non impulsif à moyenne fréquence. Une mise à jour de ce seuil sera nécessaire une fois que des connaissances plus approfondies seront disponibles. Pour les autres sources sonores pulsionnelles, le JN WG préconise comme critère provisoire l'adoption du seuil utilisé dans le guide pour la mise en œuvre du D11. Ce seuil est basé sur l'apparition d'altérations

comportementales sur le marsouin commun à 1000 m. Le marsouin est le mammifère marin avec la plus grande sensibilité acoustique connue à ce jour (Lucke et al., 2009). Finalement, afin de construire le registre et pouvoir calculer le nombre de jours pendant lesquels les activités utilisant des sources impulsives se produisent, il est nécessaire pour chaque activité de répertorier l'information suivante:

- La position géographique (Latitude, Longitude)
- Période des activités (début-fin)
- Niveau à la source en dB re 1µPa rms at 1m
- Nombre d'heures d'activité par jours
- Cycle de travail (rapport ON/OFF) ou % de temps ON
- Gamme de fréquences
- Niveau à la source (pour les sources à moyenne fréquence)

3.1.2. Échelles spatio-temporelles

Au regard de l'échelle temporelle, il est recommandé de calculer la valeur de l'indicateur sur le bruit impulsif sur 1 an, en cohérence avec D11. Cela signifie que cet indicateur vise à surveiller le nombre de jours d'activité sur 1 an. Concernant l'échelle spatiale, la distribution géographique des sources de bruit impulsif peut être représentée de manière efficace sous forme cartographique à l'aide d'un maillage. Celui-ci se révèle utile lors de la réalisation des tâches suivantes :

- Collecte et stockage des données
- Présentation de résultats cartographiques
- Évaluations
- Autres actions de gestion

Ainsi, la taille des mailles doit être définie selon un raisonnement qui pour le TSG Noise peut être soit administratif, soit biologique. Par exemple, au Royaume-Uni les données concernant l'exploration sismique sont organisées en blocs de permis d'exploration d'hydrocarbures standardisés dont les dimensions sont 10 minutes de latitude par 12 minutes de longitude. Une option alternative peut être de concevoir le maillage sur la base d'une estimation d'impact. D'après des études menées dans la mer du Nord, des travaux de battage de pieux peuvent causer sur des groupes de marsouins communs présents sur zone un déplacement de l'ordre de 20 km (Tougaard et al, 2012). En prenant un rayon de cette dimension, il s'agit d'une superficie d'environ 1250 km². Nous pouvons supposer que les marsouins sont absents d'une maille d'environ la même surface sur laquelle a lieu un battage de pieux, et donc la perte d'habitat potentiel peut être estimée. Cependant les marsouins communs, qui actuellement représentent la meilleure référence concernant l'effet de déplacement causé par le bruit, sont absents en Méditerranée. En revanche, après consultation avec le Comité scientifique de l'ACCOBAMS, il paraît envisageable d'utiliser une maille dont la dimension est sélectionnée sur la base d'un raisonnement biologique. Plus particulièrement, il s'agit d'utiliser un maillage typique des études des populations de cétacés de la Méditerranée. À ce propos, une étude de Azzellino et al. (2011) a évalué la faisabilité d'utiliser dans une zone des modèles de distribution de baleine à bec développés dans une autre zone (plus précisément un modèle développé en mer Ligure vers la mer d'Alboran, dans l'étude en question). Le but de cette évaluation était de proposer une méthodologie pour formuler des recommandations préliminaires pour des mesures de conservation sur des zones non ou peu connues. Le principal résultat de cette étude suggère que l'application de «zones tampon» de 20 km de rayon autour du centroïde des mailles de présence prédite de cétacés peut garantir que le processus de prédiction est suffisamment prudent et robuste. Sur la base des conclusions de l'étude de Azzellino et al. (2011), une maille de 20 x 20 km est proposée. Cette taille permettrait d'évaluer la perte potentielle d'habitat pour les baleines à bec. De plus, ce choix nous paraît un pas en avant pour adapter les recommandations du TSG Noise au cas de la Méditerranée.

3.2. Indicateur du bruit ambiant (11.1.2)

D'après la 17e Réunion des Parties de la Convention de Barcelone, l'indicateur pour le bruit ambiant est ainsi défini : Tendances des sons continus à basse fréquence avec utilisation de modèles, le cas échéant. Comme indiqué dans la section 2, la détermination d'un seuil pourrait être une meilleure

option pour les objectifs du PAM/PNUE par rapport à surveiller une tendance. Par conséquent, le JNWG propose de simplifier la définition de l'indicateur de bruit ambiant de la façon suivante: *Niveaux de bruit continu à basse fréquence avec l'utilisation de modèles, le cas échéant*. Les questions liées à la mise en œuvre d'une surveillance du bruit ambiant sont discutées dans les sections suivantes.

3.2.1. Mesures in situ, modèles et cartographie du bruit

La réalisation de mesures acoustiques in situ est essentielle afin de :

- Acquérir des données sur le terrain, fondamentales pour déterminer l'information de base sur le bruit ambiant à un endroit donné
- Réduire l'incertitude liée aux niveaux sonores utilisés dans les modèles de propagation sonore
- Solidifier les connaissances pour améliorer les politiques de gestion

L'emploi de modèle est essentiel pour :

- Réduire les temps nécessaires pour établir une tendance. Sur la base de mesures en eaux profondes, la tendance attendue des niveaux de bruit des navires est de l'ordre de 0.1 dB par an, ce qui nécessiterait des années, ou des décades, pour révéler une tendance si faible sans utiliser des méthodes d'interpolation spatiale
- Réduire le nombre de stations nécessaires pour établir une tendance sur une période de temps déterminée (raisonnement similaire à ci-dessus), réduisant ainsi le coût du programme de surveillance
- Aider dans le choix du positionnement des équipements de surveillance (sélectionner les emplacements selon le type de bruit dominant dans chaque zone : bruit des navires ; explosions sous-marine ; explorations sismiques ; etc)
- Produire des cartes de bruit, qui représentent un outil précieux permettant une compréhension rapide des niveaux d'insonification sur de grandes surfaces. Il s'agit d'un outil fondamental pour calculer l'extension des zones potentiellement impactées (non BEE)
- Prévoir des scénarios futurs et pouvoir tester différentes stratégies de réduction de bruit. En effet la modélisation acoustique permettrait de répondre à des questions simples telles que celles-ci : que se passe-t-il si nous réduisons par XX dB le bruit de 1% (ou 20%, etc.) des navires qui circulent? S'agit-il d'une réduction significative?

3.2.2. Positionnement des sites de mesures

Lors de la mise en place des stations d'enregistrement, il est recommandé de tenir compte des aspects listés ci-dessus:

- La stratégie de surveillance doit comprendre des zones à fort et faible trafic et inclure les endroits où le bruit est censé être le plus bas.
- Les coûts liés à la mise en place du programme de mesures acoustiques peuvent être optimisés si des stations océanographiques existantes sont exploitées (par exemple réseaux EMSO/INFN (Favali et al., 2013)). Dans ce cas, le bruit s'ajoute aux autres variables océanographiques déjà étudiées et surveillées.
- Les effets de la bathymétrie et de la topographie locale peuvent être significatifs et doivent être pris en considération. Par exemple, là où se trouvent des paysages côtiers complexes ou des îles et des archipels, il serait approprié de placer les hydrophones de manière à tenir compte de cette variabilité.
- Éviter, autant que possible, les endroits proches d'autres sources sonores qui pourraient interférer avec les mesures, par exemple des zones d'activités d'exploitation d'hydrocarbures ou de constructions offshore. Des courants de marée particulièrement accentués peuvent également affecter la qualité des mesures.
- Les stations d'enregistrement devraient être situées principalement dans les habitats d'importance pour les cétacés, tels qu'identifiés par l'ACCOBAMS (Figure 1).
- Utiliser des stations d'enregistrement, autonomes ou câblées, en eaux profondes, afin de limiter l'influence du bruit de surface et sous-surface.

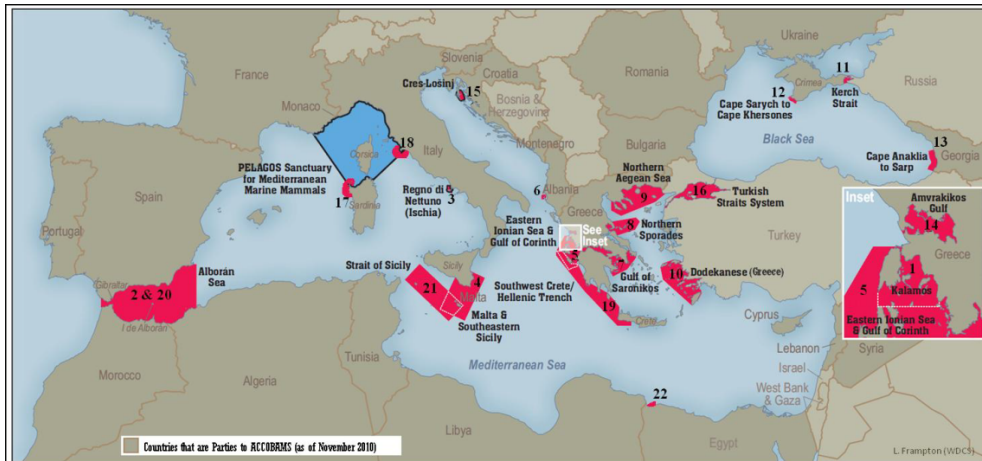


Figure 1. Zones d'importance spéciale pour les cétacés dans la zone de l'ACCOBAMS (Résolution ACCOBAMS 4.15, 2010)

3.2.3. Plages de fréquences

L'indicateur 11.2.1 de la DCSMM (bruit ambiant) indique des bandes de fréquences étroites où le bruit des navires est le plus susceptible de prévaloir sur d'autres sources de bruit. En d'autres termes, les bandes de fréquences ont été sélectionnées pour être représentatives de la pression exercée par le bruit de navires sur l'environnement. Il s'agit des bandes de tiers d'octave centrées à 63 et 125 Hz. Dans le cadre du PAM/PNUE, une approche considérant une plus large gamme de fréquences est envisagée afin de tenir compte du masquage potentiel des signaux biologiques du rorqual commun et du cachalot par le bruit anthropique.

Le JNWG conseille de rajouter les bandes de tiers d'octave centrées à 250 et 500 Hz à celles proposées dans le cadre de la DCSMM (63 et 125 Hz), afin de mieux capter le bruit produit par des navires dans le contexte Méditerranéen, comme démontré par différentes études (par exemple : Castellote, 2010 ; Pulvirenti *et al.*, 2014). Il est mis en évidence dans ces études que les pics d'énergie dans les spectres d'émission du bruit des navires se trouvaient à des bandes de fréquences plus hautes que celles proposées par le TSG Noise. Ensuite, deux autres bandes de fréquences sont proposées, tenant compte des fréquences de communication du rorqual commun et du cachalot : la bande de tiers d'octave centrée à 20 Hz pour les rorquals et la bande centrée à 2000 Hz pour les cachalots. Ces bandes ont été sélectionnées, car l'énergie sonore contenue dans les vocalisations de ces deux espèces présente son pic dans les deux bandes (rorqual commun ; Watkins 1981, cachalot : Madsen *et al.*, 2002 ; Watkins *et al.*, 1980). Bien que les vocalisations du cachalot aient leur pic d'énergie dans la bande des 5000 Hz, la limite inférieure de l'énergie sonore d'un click de cachalot se trouve autour des 2000 Hz. Nous avons sélectionné cette bande, car elle est plus facilement impactée par le bruit d'origine anthropique. De plus, des mesures acoustiques sur cette bande requièrent un taux d'échantillonnage plus faible pour les enregistrements, ce qui réduit à la fois les coûts du programme de surveillance et le volume de données à archiver. Les bandes de tiers d'octave proposées par le JNWG sont résumées ci-après :

- 20 Hz, significative pour la communication des rorquals communs
- 63 Hz, basé sur les bandes de fréquences où le bruit des navires est susceptible prévaloir sur d'autres sources de bruit selon Tasker *et al.* (2010)
- 125 Hz, basé sur les bandes de fréquences où le bruit des navires est susceptible prévaloir sur d'autres sources de bruit selon Tasker *et al.* (2010)
- 250 Hz, basé sur les bandes de fréquences où le bruit des navires est susceptible prévaloir sur d'autres sources de bruit selon les résultats obtenus en Méditerranée (Pulvirenti *et al.*, 2014)

- 500 Hz, basé sur les bandes de fréquences où le bruit des navires est susceptible prévaloir sur d'autres sources de bruit selon les résultats obtenus en Méditerranée (Pulvirenti *et al.*, 2014)
- 2000 Hz, significative pour la communication des cachalots

3.2.4. Quelles unités de mesure et quelles statistiques ?

L'unité de mesure recommandée pour le D11 est la valeur moyenne de la pression sonore au carré en bandes de tiers d'octave sur une année, exprimée par un niveau en décibels relatifs à 1 micropascal (dB re 1 μ Pa). Cette unité de mesure peut être utilisée également dans le cadre de l'indicateur sur le bruit ambiant de l'OE11.

Différentes méthodes peuvent être appliquées pour calculer cette valeur moyenne, discutées de façon approfondie dans le Tome III du dernier rapport disponible du TSG Noise (Dekeling *et al.*, 2013). Sachant que la valeur moyenne est calculée sur le nombre total d'échantillons d'enregistrements collectés sur une année (période pour les objectifs de la DCSMM), le TSG Noise en conclut que la moyenne arithmétique des ces échantillons est la méthode la plus appropriée. En effet la durée des échantillons a un effet modéré voir négligeable sur le calcul de la moyenne arithmétique, ce qui n'entraîne pas de biais lorsqu'on utilise des échantillons de durée variable. Néanmoins, la moyenne arithmétique est sensible aux augmentations significatives des niveaux de bruit. En outre, le JNWG considère que les valeurs exprimées en percentiles peuvent apporter une information très utile concernant la quantité de temps pendant laquelle certains niveaux sonores sont maintenus (voir, par exemple, Merchant *et al.*, 2013). La Figure 2 montre un exemple de mesures sur 3 ans dans la bande de tiers d'octave centrée à 63 Hz réalisées à la station d'enregistrement de Cape Leuwin de l'OTICE (Organisation du Traité d'interdiction complète des essais nucléaires voir Dekeling *et al.*, (2013)).

Afin de conférer un intérêt biologique à un programme de surveillance du bruit ambiant et à l'évaluation du BEE, il convient de définir une valeur seuil en décibel significative au niveau biologique. De plus, il est nécessaire de déterminer pendant combien de temps l'existence de niveaux de bruit supérieurs à ce seuil est acceptable. Comme expliqué précédemment, les niveaux de bruit exprimés en centiles donnent une information intéressante sur la durée d'exposition à certains niveaux sonores. En acoustique aérienne, un niveau de bruit dépassé N% du temps de mesure est écrit habituellement L_N . Par exemple, L_{10} indique le niveau de bruit dépassé pendant 10% du temps ; L_{50} indique le niveau de bruit dépassé 50% du temps et ainsi de suite. Ceci est en accord avec le standard international pour le bruit ambiant aérien (ISO 1996-1:2003(E) : *Acoustics – Description, measurement and assessment of environmental noise – Part 1: Basic quantities and assessment procedures*). La même notation est utilisée dans le présent rapport⁴⁴ Par conséquent, il peut exister une situation où la moyenne arithmétique sur une année répond aux critères de BEE (et donc les niveaux de bruit sont en-dessous du seuil déterminé) alors qu'un certain niveau exprimé en centiles (par exemple le L_{10}) est au-dessus de la valeur seuil. Cela signifie que pendant une portion du temps d'enregistrement (le 10% dans cet exemple) le BEE n'est pas respecté, même si la moyenne arithmétique annuelle respecte les conditions de BEE. Nous pouvons alors nous demander si cela est acceptable. Pour finir, les deux types de statistique (la moyenne et les valeurs en centiles) devraient être employés pour évaluer l'état écologique d'une zone donnée.

⁴⁴ La notation ISO 1996-1:2003(E) requière l'emploi d'indices spécifiant la fonction de pondération utilisée. Par exemple, en acoustique aérienne, L_{A10} indique le niveau de bruit pondéré sur l'audition humaine (A), dépassé pendant 10% du temps. Dans le présent document, aucune fonction de pondération n'est utilisée et donc tous les niveaux de bruit, y compris les niveaux en centiles, sont non-pondérés.

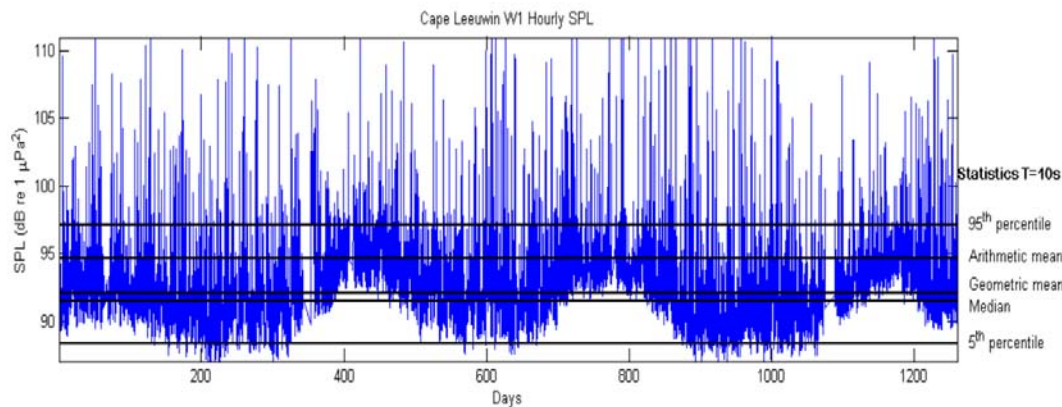


Figure 2. Surveillance du bruit dans la bande de tiers d'octave centrée à 63 Hz à cap Leuween (d'après Dekeling *et al.*, 2013). Ce graphique montre deux types différents de moyenne (moyenne arithmétique et moyenne géométrique) ainsi que certaines valeurs en centiles. N.B. : dans cette figure le 95^e centile correspond à L₅ et le 5^e centile à L₉₅.

D'un point de vue général, si le seul but de cet indicateur est la surveillance des tendances du bruit des navires sur une échelle temporelle donnée (annuellement selon les objectifs de la DCSMM), la valeur moyenne du niveau de pression sonore avec la variance apparaissent suffisant. Toutefois, le raisonnement de l'ACCOBAMS pour développer la stratégie de surveillance du bruit ambiant est focalisé sur les effets négatifs potentiels sur les espèces sensibles de cétacés. Par conséquent, une résolution temporelle plus fine semble nécessaire pour mieux surveiller les écarts du BEE sur base saisonnière. Pour cela, l'utilisation des niveaux en centiles apparaît nécessaire. Dans la pratique, si la moyenne arithmétique annuelle est au-dessus du seuil de bruit, le BEE n'est pas réalisé pour cette année et pour cette région. Au contraire, si la moyenne est inférieure, alors les centiles sont analysés pour déterminer combien de temps le seuil a été dépassé lors de l'année en question. Si le centile utilisé est proportionnel à la durée de la saison ou de la période à laquelle l'on est intéressé, il est a priori possible de surveiller les augmentations ponctuelles au cours des saisons ou périodes spécifiques. En supposant que l'effet saisonnier le plus fort sur le bruit ambiant annuel soit la navigation de plaisance, ayant lieu de juin à septembre (4 mois sur 12), nous devrions envisager l'emploi de l'indice L_{33,3}. En conclusion, dans une situation où la moyenne arithmétique annuelle est inférieure au seuil, l'indice L_{33,3} est analysé, et s'il s'avère supérieur à ce seuil, alors le BEE n'est pas respecté pour l'année en question.

3.3 Approches pour atteindre et maintenir le bon état écologique

Pour les deux indicateurs, trois approches différentes peuvent être appliquées pour déterminer le BEE :

- L'établissement de seuils
- L'établissement d'une tendance décroissante dans les valeurs des indicateurs
- Une combinaison des deux méthodes ci-dessus

Considérant les concepts sur lesquels se fonde la stratégie de surveillance présentée dans ce document, la meilleure option semble être l'utilisation de valeurs seuils pour les deux indicateurs. Au regard de l'indicateur de bruit impulsif, deux seuils sont nécessaires : un nombre de jours sur une année et un nombre de mailles sur un maillage. Le dépassement de l'un des deux seuils implique que BEE n'est pas respecté. Cependant, la couverture spatio-temporelle des activités humaines qui utilisent des sources de bruit impulsif est inconnue dans la région méditerranéenne. Par conséquent, nous ne sommes pas en mesure actuellement d'identifier des valeurs de cet indicateur, en tenant compte à la fois la composante spatiale et temporelle, pertinentes pour l'évaluation du BEE. Une solution pour combler ce manque de connaissances pourrait être la réalisation d'un bilan des seuils qui ont été sélectionnés par les pays de l'UE pour la mise en œuvre du Descripteur 11. A partir de cela, il serait

possible d'évaluer si ces seuils sont appropriés pour envisager de les appliquer à la région méditerranéenne. De plus, il est nécessaire de lancer des projets spécifiques de recherche visant à obtenir de données fondamentales sur la couverture spatio-temporelle des activités humaines qui utilisent des sources de bruit impulsif. Ces recherches doivent en particulier permettre de comprendre la répartition temporelle, en nombre de jours par an, et spatiale, en nombre de mailles sur le maillage, des sources de bruit impulsif.

D'autre part, les connaissances sur les niveaux de bruit ambiant sont limitées sur l'ensemble de la Méditerranée. De plus, les effets du bruit sur les mammifères marins ne sont pas suffisamment connus pour déterminer de façon solide si les niveaux existants sont trop élevés, ou si le BEE est réalisé. Par conséquent, le JNWG propose d'identifier un seuil de précaution, en dB re 1µPa, et de définir que la moyenne arithmétique annuelle et l'indice $L_{33,3}$ doivent être inférieurs à ce seuil afin de respecter les conditions de BEE. Pour ce faire, il est nécessaire de réaliser une revue approfondie de la littérature disponible sur le bruit ambiant en Méditerranée.

Il est à noter que durant la période 2014-2016 l'ACCOBAMS a prévu d'effectuer un travail considérable visant à fournir des informations nécessaires pour la mise en œuvre de l'OE11. La réalisation du programme de travail sur le bruit pour la période 2014-2016 permettra d'obtenir les conditions nécessaires pour mettre en œuvre les deux indicateurs de bruit.

Tableau 1. Le tableau ci-dessous liste les tâches à réaliser pour permettre de mettre en œuvre la Stratégie méditerranéenne de surveillance du bruit.

Indicateur	Objectif	Travail à mener
Bruit impulsif	Définir les seuils en nombre de jours par an et nombre de mailles sur le maillage	Réaliser une revue des seuils qui ont été sélectionnés par le Pays membre de l'UE concernant la mise en œuvre du Descripteur 11 Demander à l'ACCOBAMS de réaliser l'action CA 2b1 listée dans le programme de travail 2014-2016 (Identifier les "points chauds" d'interactions liées au bruit d'origine anthropique de la zone ACCOBAMS)
Bruit ambiant	Définir un seuil pour le bruit ambiant en dB re 1µPa (rms)	Demander à l'ACCOBAMS de réaliser une tâche supplémentaire au présent travail, portant sur une revue des connaissances disponibles sur les niveaux de bruit ambiant en Méditerranée. Ce travail est nécessaire afin d'identifier le seuil pour cet indicateur

4. Questions complémentaires

4.1. Efforts de recherche en acoustique sous-marine nécessaires pour la surveillance du bruit ambiant

À des fins de recherche, et en vue d'appuyer de manière solide la mise en œuvre des politiques d'atténuation des risques sur l'environnement, il est recommandé d'augmenter la résolution temporelle des mesures. Cela semble nécessaire pour décrire les variations des niveaux de bruit à fine échelle temporelle afin de trouver une corrélation avec les activités humaines (par exemple le trafic maritime). À titre d'exemple, les données listées ci-dessous sont utiles pour mieux comprendre les conditions de bruit ambiant sur une zone donnée:

- Moyenne mensuelle des niveaux de pression sonore, afin de révéler de possibles variations saisonnières

- Les niveaux en centiles : L_{95} , L_{90} , L_{75} , $L_{66.6}$, L_{50} , $L_{33.3}$, L_{25} , L_{10} , L_5 , pour chaque bande de tiers d'octave, calculés mensuellement et annuellement

4.2. Confort acoustique

Par analogie avec l'environnement humain, le « confort acoustique » est un concept utile à rappeler pour atteindre le bon état écologique. Les efforts de recherches visant à définir le confort acoustique pour les mammifères marins peuvent représenter une source de connaissances très utile pour définir et/ou mettre à jour les seuils nécessaires pour la mise en œuvre de l'indicateur de bruit ambiant.

ANNEXE I

Indicateurs surveillant les fiches d'information

OBJECTIF ÉCOLOGIQUE 01: La Biodiversité est maintenue ou consolidée. La qualité et l'occurrence des habitats marins et côtiers, ainsi que la distribution et l'abondance des espèces marines et côtières sont conformes aux conditions physiographiques, hydrographiques, géographiques et climatiques en place.

Description de l'indicateur commun (incluant paramètres, matrice)			Lignes directrices, méthodes QA/QC disponible	Phase Initiale de IMAP
<p>Indicateur commun 1, Indicateur CdP18 1.4.1 :</p> <p>Aire de distribution des habitats</p> <p>Indicateur de l'état</p> <p>l'indicateur préférable (pour les habitats benthiques) sera:</p> <p>Aire de la perte d'habitats</p> <p>Les habitats côtiers et marins clés ne sont pas perdus</p>			<p>Cartographie de l'aire d'habitat/surface et évaluation des changements (perte/dommages permanents) vs la surface et l'état de référence de l'aire d'habitat naturelle</p> <p>Tendances aire/ surface de l'habitat pour chaque type d'habitat</p> <p>Pour la cartographie des habitats des fonds marins, voir les lignes directrices opérationnelles recommandées dans le cadre du Projet MESH²⁰</p> <p>Ces informations peuvent être complétées par l'application future du projet CAR/ASP "Med Key Habitats" concernant la cartographie des habitats.</p> <p>Pour estimer les impacts anthropiques cumulatifs, voir Halpern et al., 2008, 2009; Selkoe et al., 2009; Ban et al., 2010; Kapel and Halpern, 2012; Korpinen et al., 2012, 2013; Andersen et al., 2013; Coll et al., 2012; Micheli et al., 2013.</p> <p>Visiter également EMODnet: http://www.emodnet.eu/human-activities et http://www.emodnet-mediterranean.eu/project/</p>	<p>Quantifier le BEE davantage</p> <p>NdT quantifier</p> <p>Définir les valeurs de référence/seuils</p>

			<p>Pour un examen des normes et des protocoles de la cartographie des habitats des fonds marins:</p> <p>Cogan et al., 2007</p> <p>Informations sur les pressions et autres données pertinentes disponibles des évaluations de l'impact sur l'environnement, VMS et des données des journaux sur les pêches</p>	
<p>Indicateur commun 2</p> <p>Indicateur CdP18 1.4.3 :</p> <p>Condition des communautés et des espèces définissant les habitats</p> <p>Indicateur de l'état</p> <p>Et avec le sous-indicateur proposé:</p> <p>Composition typique d'espèces (habitats benthiques)</p> <p>Les espèces benthiques typiques principales des macro-zoobenthos et des macrophytes par type d'habitat, dans la région biogéographique spécifique.</p> <p>Fréquence d'échantillonnage recommandée une fois</p>			<p>Simple comparaison entre les espèces typiques dans la liste concernant les conditions de base</p> <p>Les méthodes et les efforts dépendent du type d'habitat (et des espèces sélectionnées) à traiter.</p> <p>Recommandations UNEP/DEPI/MED WG 342/3 sur les indices biotiques benthiques et sur l'application des métriques développés en vertu de la Directive-cadre sur l'eau pour usage par toutes les Parties contractantes pour les habitats à 1 mile nautique au sein de la zone côtière</p> <p>MEDGIG</p> <p>Echantillonnage et analyse suggérés</p> <p>ISO 16665:2014</p> <p>Qualité de l'eau – Lignes directrices pour</p>	<p>Quantifier le BEE davantage</p> <p>Définir les valeurs de référence/seuils pour l'évaluation</p> <p>Développer AQ/CQ</p> <p>Installer des stations de surveillance (au moins 2 par pays)</p>

<p>par an dans les sites évalués et une fois chaque 5 ans dans les sites de la condition de base – référence</p> <p>2 réplicats à chaque station de surveillance</p>			<p>l'échantillonnage quantitatif et le traitement des échantillons de la macrofaune marine des fonds meubles.</p> <p>ISO 19493:2007 Qualité de l'eau – Lignes directrices pour les études biologiques marines de communautés de substrats durs</p>	
<p>Indicateur commun 2</p> <p>Indicateur CdP18 1.4.3. :</p> <p>Condition des communautés et des espèces définissant l'habitat</p> <p>Indicateur de l'état/impact</p> <p>Et avec le sous-indicateur proposé:</p> <p>Indices biotiques benthiques</p> <p>En fonction de l'indice biotique:</p> <p>Pour les indices des macrozoobenthos et des macroalgues: composition d'espèces par type d'habitat dans la région biogéographique spécifique.</p> <p>Pour les indices des herbiers marins, des espèces sensibles sélectionnées (<i>Posidonia oceanic et</i></p>			<p>En fonction de l'indice biotique:</p> <p>Pour les indices des macrozoobenthos et des macroalgues: en général, classification de la sensibilité/de la tolérance, faire fusionner les pourcentages des groupes écologiques des espèces dans une formule.</p> <p>Egalement, pour l'indice des macroinvertébrés: faire fusionner la fréquence ou le ratio des polychètes opportunistes par rapport à la fréquence (ratio) du groupe d'amphipodes</p> <p>Pour les détails, voir les références respectives énumérées dans le Tableau 1 du principal document concernant l'orientation de la surveillance et GIG (2013)</p> <p>Voir les références respectives énumérées dans le Tableau 1 du principal document sur l'orientation de la surveillance</p> <p>Fréquence d'échantillonnage recommandée : une fois</p>	<p>Quantifier le BEE davantage</p> <p>Définir les valeurs de référence/seuils pour l'évaluation</p> <p>Développer AQ/CQ</p> <p>Installer des stations de surveillance (au moins 2 par pays)</p>

<p><i>Cymodocea nodosa</i>) et des mesures métriques relatives aux attributs structurels, fonctionnels et physiologiques du système</p>			<p>par et une fois tous les 5 ans pour les sites de référence 2 prélèvements par station de surveillance</p>	
<p>Indicateur commun 2</p> <p>Indicateur CdP18 1.4.3. :</p> <p>Condition des espèces et des communautés définissant l'habitat</p> <p>Indicateur de l'état/impact</p> <p>sous-indicateur optionnel proposé:</p> <p>Changements dans les types fonctionnels de plancton</p> <p>Biomasse et abondance du plancton par taxa</p> <p>Pour les paires de formes de vie du plancton, les diatomes et les dinoflagellés; des copépodes grands et petits; holoplancton et méroplancton.</p>			<p>Comparaison des ratios de l'abondance du plancton dans les paires de formes de vie concernant les conditions de base</p> <p>Ligne directrice :</p> <p>Gowen et al., 2011; Tett et al., 2008</p> <p>Méthodes de référence suggérées pour l'échantillonnage et le traitement :</p> <p>Voir Annexe III pour les lignes directrices recommandées pour l'échantillonnage et le traitement</p> <p>Echantillonnage recommandé chaque deux semaines pour le littoral ou au moins, chaque mois, et chaque mois pour le plateau et offshore</p>	<p>Quantifier le BEE davantage</p> <p>Définir les valeurs de référence/seuils pour l'évaluation</p> <p>Développer AQ/CQ</p> <p>Installer des stations de surveillance (au moins 2 par pays)</p>
<p>Indicateur commun 3</p> <p>Indicateur COP18 1.1.1.</p>			<p>Pour les cétacés</p> <p>Panigada, S; 2015. Lignes Directrices de surveillance pour l'évaluation de l'aire de répartition, de l'abondance</p>	<p>Quantifier le BEE davantage</p>

<p>Indicateur de l'état</p> <p>La distribution des espèces est maintenue</p> <p><u>Mammifères marins</u></p> <p><u>1/ Cétacés</u></p> <p>Sous-indicateurs proposés :</p> <p>Aires de reproduction (localisation, géo-référencement et caractérisation des aires de reproduction)</p> <p>Aires d'alimentation (localisation, géo-référencement et caractérisation des aires d'alimentation)</p> <p>Aires d'hivernage²¹ (localisation, géo-référencement et caractérisation des aires d'hivernage)</p> <p><u>2/ Phoques Moine</u></p> <p>Sous-indicateurs proposés</p> <p>Range of breeding</p> <p>Aires (localisation, géo-référencement et caractérisation des colonies reproductrices)</p>			<p>des populations et des caractéristiques démographiques des populations des cétacés UNEP(DEPI)/MED WG.408/Inf.27</p> <p><u>Lignes Directrices pour les phoques :</u></p> <p>Rapports de surveillance des grottes par CAR/ASP dans le cadre du Plan de Gestion des Phoques Moine</p> <p>Annual comparison of distributional ranges. Range trends on the grid maps.</p> <p><u>Lignes Directrices pour les oiseaux :</u></p> <p>Seabird monitoring handbook for Britain and Ireland (JNCC²²,RSPB²³,ITE²⁴,SBG²⁵).</p> <p>Méthodes de référence suggérées pour l'échantillonnage et le traitement des oiseaux : Marine e-Atlas²⁶ (BirdLife International)</p> <p>Comparaison annuelle des aires de répartition. Fourchettes des tendances exprimées sur grilles cartographiées.</p> <p><u>Lignes Directrices pour les tortues marines :</u></p> <p>Pour un aperçu (occurrence,menaces, statut par pays) voir:</p> <p>Casale P. and Margaritoulis D. (Eds.) 2010.Sea Turtles</p>	<p>Définir les valeurs de référence/seuils pour l'évaluation</p> <p>Développer AQ/CQ</p> <p>Installer des stations de surveillance (au moins 2 par pays)</p> <p>Participer à Survey Initiative</p>
--	--	--	---	--

<p><u>Oiseaux</u> Sous-indicateurs proposés</p> <p>Aires de reproduction (localisation, géo-référencement et caractérisation des colonies reproductrices)</p> <p>Aires d’hivernage (localisation, géo-référencement et caractérisation des aires d’hivernage)</p> <p>Aires d’alimentation (localisation, géo-référencement et caractérisation des aires d’alimentation)</p>		<p>in the Mediterranean: Distribution, Threats and Conservation Priorities. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group. Gland, Switzerland: IUCN, 294 pp. http://iucn-mtsg.org/publications/med-report/</p> <p>Gerosa, G. (1996). Manual on Marine Turtle Tagging in the Mediterranean. –Mediterranean Action Plan - UNEP, RAC/SPA, Tunis, 48 pp.</p> <p>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</p> <p>Gerosa, G. and M. Aureggi. 2001. Sea Turtle Handling Guidebook for Fishermen. UNEP Mediterranean Action Plan, Regional Activity Centre for Specially Protected Areas. Tunis. http://www.rac-spa.org</p> <p>Eckert, K. L., Bjorndal, K. A., Abreu-Grobois, F. A. and Donnelly, M. (Eds.) 1999. Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publication No. 4. Washington, DC: 235 pp. https://mtsg.files.wordpress.com/2010/11/techniques-manual-full-en.pdf</p> <p>McClellan DB. 1996. Aerial surveys for sea turtles, marine mammals and vessel activity along the south east Florida coast 1992-1996. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-390 42pp</p>	
--	--	--	--

<p>Indicateur commun 4</p> <p>Indicateur CdP18 1.2.1. :</p> <p>Indicateur de l'état</p> <p>Abondance de la population</p> <p>Et avec le sous-indicateur proposé:</p> <p>Recensements des sites de reproduction et des cas de mise bas</p> <p><u>Mammifères Marins</u></p> <p><u>1/ Cétacés</u></p> <p>Recensement de la population en aires d'hivernage</p> <p>Nombre d'individus</p> <p>Recensement de la population en aires d'alimentation</p> <p>Nombre d'individus</p> <p>Migration</p> <p>Nombre d'individus vs estimations des aires de populations ou unité de gestion, par an, par âge (nouveau-né/juvénile/adulte) et par sexe et par sex</p>				<p>Quantifier le BEE davantage</p> <p>Définir les valeurs de référence/seuils pour l'évaluation</p> <p>Développer AQ/CQ</p> <p>Installer des stations de surveillance (au moins 2 par pays)</p> <p>Participer au Projet de Surveillance ACCOBAMS</p>

<u>2/ Phoques Moine</u>				
<p>=</p> <p>Sous-indicateurs proposés :</p> <p>Recensement des aires de reproduction</p> <p>Nombre de paires en nidification</p> <p>Population Census in wintering areas</p> <p>Nombre d'individus</p> <p>Recensement de la population en aires d'alimentation</p> <p>Nombre d'individus</p> <p>Migration</p> <p>Nombre d'individus</p>			<p>Surveillance des Tendances</p> <p>Lignes directrices pour les oiseaux:</p> <p>Guide de surveillance des oiseaux de mer pour la Grande Bretagne et l'Irlande (JNCC,RSPB,ITE,SBG)</p> <p>Méthodes de référence suggérées pour l'échantillonnage et le traitement :</p> <p>Recensement international des oiseaux d'eau (IWC)²⁷</p> <p>Projet FAME</p>	
<u>Turtles</u>			<p>Trend monitoring</p> <p>Guidelines for <u>sea turtles</u>:</p> <p>Casale and Margaritoulis (Eds.) 2010. (See above)</p>	

<p>Recensement des plages de nidification</p> <p>Nombre de nids</p> <p>Nombre de femelles ou adultes</p> <p>Recensement de la population en aires d'hivernage</p> <p>Nombre d'individus</p> <p>Indicateur d'état</p>			<p>Eckert et al. 1999. (See above)</p> <p>SWOT Scientific Advisory Board. 2011. (See above)</p> <p>Balazs, G.H. 1999. Factors to consider in the tagging of sea turtles, p.101-109. In: Eckert et al. 1999. (See above)</p>	
<p>Indicateur commun 5</p> <p>Indicateur CdP18 1.3.1</p> <p>Caractéristiques démographiques de la population (p. ex. taille du corps, catégorie d'âge, ratio mâles-femelles, taux de survie et de mortalité)</p> <p>Indicateur d'état</p> <p><u>Mammifères marins</u></p> <p><u>1/ Cétacés</u></p> <p>Sous-indicateurs proposés :</p> <p>Nombre d'individus vs population population estimates per population range or management unit, per year, per age (new-born/juvenile/adult) and per</p>			<p>Tendances</p> <p>Nombre d'individus vs estimations des aires de populations ou unité de gestion, par an, par âge (nouveau-né/juvenile/adulte) et par sexe)</p> <p>- Taux de mortalité par prise accidentelle, échouage, collisions avec bateaux</p> <p>2/ Phoques Moine</p> <p>Sous-indicateurs proposes :</p> <p>- Nombre d'individus vs estimations des aires de</p>	<p>Quantifier le BEE davantage</p> <p>Définir les valeurs de référence/seuils pour l'évaluation</p> <p>Développer AQ/CQ</p> <p>Installer des stations de surveillance (au moins 2 par pays)</p>

<p>sex²⁸</p> <p>Taux de mortalité par prise accidentelle, échouage, collisions avec les bateaux</p> <p><u>2/ Phoques Moine</u></p> <p>Sous-indicateurs proposés :</p> <p>Nombre d'individus en fonction des estimations de population/aires de répartition ou unité de gestion, par an, par âge et par sexe</p> <p>Taux de mortalité par prise accidentelle, échouage, Taux de fécondité du phoque moine</p> <p>production de bébés phoques (nombre /colonie par espèce with respect to the size of the colony</p>			<p>populations ou unité de gestion, par an, par âge et par sexe)</p> <ul style="list-style-type: none"> - - Taux de mortalité par prise accidentelle, échouage, - Taux de fécondité du phoque moine - - Naissance de bébés phoques (nombre par colonie et apr rapport à la taille de la colonie <p>3/ Oiseaux</p> <ul style="list-style-type: none"> - Nombre d'individus vs estimations des aires de populations ou unité de gestion, par an, par âge et par sexe) - Taux de mortalité par prise accidentelle, échouage, - Reproduction réussie/échouée des espèces d'oiseaux <p>Taux d'échec annuel des colonies d'oiseaux marins (pourcentages de défaillance par colonie, par an et par espèce)</p> <p>Tortues</p>	
--	--	--	---	--

			<p>Sous-indicateurs proposes :</p> <ul style="list-style-type: none">- Nombre d'individus vs estimations des aires de populations ou unité de gestion, par an, par âge et par sexe)- Taux de mortalité par prise accidentelle, échouage,- Reproduction réussie/échouée des tortues- Probabilité annuelle de survie des tortues- Rapport des sexes chez les tortues- Nombre d'œufs non-éclos par an dans les sites de nidification des tortues marines Nombre de naissances vs nids réussis- Probabilité annuelle de survie des adultes et des juvéniles chez les tortues marines <p>Rapport des sexes des poussins et des juveniles chez les tortues marines</p>	
--	--	--	--	--

<p><u>Oiseaux</u></p> <p>Nombre d'individus en fonction des estimations de population/aires de répartition des populations ou unité de gestion, par an, par âge et par sexe ²⁹</p> <p>Taux de mortalité par prise accidentelle, échouage, Reproduction réussie/échouée par espèce</p> <p>Taux annuel d'échec de la colonie (pourcentage des échecs par an et par espèce)</p> <p><u>Tortues</u></p> <p>Sous-indicateurs proposés :</p> <p>Number of individuals in relation to</p> <p>Nombre d'individus en fonction des estimations de population/aires de répartition ou unité de gestion, par an, par âge et par sexe Taux de mortalité par prise accidentelle, échouage, Reproduction réussie/échouée par espèce de tortues marines</p> <p>Probabilité annuelle de survie des tortues</p>			<p>Tendances</p> <p><u>Lignes Directrices Oiseaux :</u></p> <p>Seabird monitoring handbook for Britain and Ireland (JNCC,RSPB,ITE,SBG)</p> <p>Audubon Coastal Bird Survey³⁰</p> <p>RSPB Beached Bird Survey³¹, or ICAO</p> <p>SEO/BirdLife</p> <p>Tendances</p> <p><u>Lignes Directrices Tortues marines :</u></p> <p>RAC/SPA³² guideline</p> <p>Casale and Margaritoulis (Eds.) 2010. (See above)</p> <p>et al. 1999. (See above)</p> <p>SWOT Scientific Advisory Board. 2011. (See above)</p>	
---	--	--	--	--

<p>Rapport des sexes chez les tortues</p> <p>Nombre d'œufs qui n'éclosent pas dans les sites de nidification des tortues marines year. Number of emergences versus successful nests</p> <p>Annual survival probability of adults and juvenile age classes of turtles</p> <p>Hatchling and juvenile sex ratio of turtle</p>			<p>Phelan, Shana M. and Karen L. Eckert. 2006. Marine Turtle Trauma Response Procedures: A Field Guide. Wider Caribbean Sea Turtle Conservation Network (WIDECASST) Technical Report No. 4. Beaufort, North Carolina. 71 pp</p>	
--	--	--	---	--

OBJECTIF ÉCOLOGIQUE 02: Le nombre d'espèces non-indigènes introduites par les activités humaines n'altère pas négativement les écosystèmes

Indicateur Commun Description (incluant paramètres, matrice)	Lignes Directrices, Méthodologies, AQ/CQ disponible	Étape initiale d'IMAP
<p>Common Indicator 6</p> <p>Indicateur COP18 2.1.1. (2.1.2 combiné)³³:</p> <p>Tendances abondance, occurrence temporelle et répartition spatiale des ENI, les ENI très invasives, surtout dans les aires à risque vs les vecteurs et les voies de propagation des ENI</p> <p>Indicateur de pression</p> <p>Présence/absence d'ENI soulignant particulièrement les EEE</p> <p>Examen des lieux à haut risque surveillés au moins annuellement tandis que les sites à risque faible sont surveillés tous les 2 ans</p>	<p>Évaluation des tendances temporelles</p> <p>Lignes Directrices :</p> <p>Séries d'évaluation rapide (RAS):</p> <p>Aston et al., 2006; Minchin, 2007; Pedersen et al., 2003</p> <p>Pour les aires Méditerranéennes protégées : Otero et al., 2013.</p> <p>Exonérations dans le cadre de la Convention pour la Gestion des eaux de Ballast de l'OMI (BWC):</p> <p>Lignes Directrices de l'évaluation des risques de l'OMI dans le cadre de la Réglementation A-4 de la BWC.</p> <p>Reference Méthodes de référence : Vu le grand nombre de groupes taxonomiques à couvrir, les protocoles d'échantillonnage seront très variés. Quel protocole d'échantillonnage appliqué et lequel soumettre à l'analyse des risques Hewitt, C.L., Martin, R.B., 2001. Protocoles révisés pour les enquêtes de référence des ports dans l'introduction des espèces marines (Hewitt and Martin, 2001) lignes directrices HELCOM/OSPAR élaborées pour l'évaluation des exonérations dans le cadre de OMI BWC pourraient s'avérer utiles pour l'élaboration de protocoles d'échantillonnage pour certains taxons.</p>	<p>Installer des stations de surveillance (au moins 2 par pays adjointes aux stations de surveillance de la biodiversité)</p> <p>Développer MAMIAS davantage</p> <p>Renforcer l'orientation des lignes directrices sur les ENI en faveur du public</p> <p>Définir des niveaux de référence</p> <p>Développer AQ/CQ</p>

OBJECTIF ÉCOLOGIQUE 05: L'eutrophisation induite par l'homme est réduite, particulièrement les effets négatifs y relatifs, tels que la perte de la biodiversité, la dégradation de l'écosystème, la prolifération d'algues toxiques et la déficience en oxygène dans les eaux profondes.

<p>Indicateur Commun 13 (Indicateur COP18 5.1.1.)</p> <p>Concentration de nutriments-clés dans la colonne d'eau</p> <p>Indicateur de pression</p> <p>Paramètres-clés :</p> <p>Total Azote (N $\mu\text{mol/L}$), Nitrate (NO₃-N $\mu\text{mol/L}$)*, Ammonium (NH₄-N $\mu\text{mol/L}$)*, Nitrite (NO₂-N $\mu\text{mol/L}$)*, Orthophosphate (P-PO₄$\mu\text{mol/L}$), Total Phosphore*, Silicate</p>	<p>UNEP/MAP MED POL Programme de Surveillance des Tendances État et Temporelles</p> <p>Pour les stations côtières, 4 échantillonnages annuels au minimum, 6 à 12 /an recommandés</p> <p>Lignes Directrices:</p> <p>Stratégie de Surveillance de l'Eutrophisation UNEP/MAP MED POL UNEP(DEC) MED WG.231/14</p> <p>Méthode de Référence :</p> <p>Techniques d'échantillonnage et d'analyse de l'eutrophisation selon la Stratégie de Surveillance de l'Eutrophisation UNEP/MAP MED POL (Rapports Technique du PAM Séries No. 163)</p> <p>AQ/CQ :</p> <p>Exercices d'interéchantillonnage UNEP/MAP MED POL en accord avec QUASIMEME</p>	<p>La fréquence des échantillonnages en eaux libres à déterminer au niveau subrégional selon une approche de l'évaluation des risques</p> <p>Préciser l'échelle géographique de surveillance et d'évaluation</p> <p>Chaque CP détermine la fréquence optimale par an et par site optimal</p>
---	--	--

(SiO ₂ µmol/L)		
<p>Indicateur Commun 13 (Indicateur COP18 5.1.1.) Concentration de nutriments-clés dans la colonne d'eau Sous-indicateur (Indicateur COP18 5.1.2) Ratio nutriments (silice, azote et phosphore) où nécessaire Paramètres-clés : Si:N, N:P, Si:P</p>	<p>Surveillance nutriments dans le cadre de Programme de Surveillance des Tendances État et Temporelles UNEP/MAP MED POL</p> <p>Pour les stations côtières, 4 échantillonnages annuels au minimum, 6 à 12 /an recommandés</p> <p>Simple dérivation mathématique des ratios de concentrations en nutriments</p> <p>Ligne Directrice :</p> <p>Stratégie de Surveillance de l'Eutrophisation UNEP/MAP MED POL</p> <p>UNEP(DEC)</p> <p>MED WG.231/14</p> <p>Méthode de Référence :</p> <p>Techniques d'échantillonnage et d'analyse de l'eutrophisation selon la Stratégie de Surveillance de l'Eutrophisation UNEP/MAP MED POL (Rapports Technique du PAM Séries No. 163)</p>	<p>La fréquence des échantillonnages en eaux libres à déterminer au niveau subrégional selon une approche de l'évaluation des risques</p> <p>Préciser l'échelle géographique de surveillance et d'évaluation</p> <p>Chaque CP détermine la fréquence optimale par an et par site optimal</p>
<p>Indicateur Commun 14 (Indicateur COP18 5.2.1) Concentration de chlorophylle-a dans la colonne</p>	<p>Programme de Surveillance des Tendances État et Temporelles UNEP/MAP MED POL</p>	<p>La fréquence des échantillonnages en eaux libres à déterminer au niveau subrégional selon une approche de</p>

<p>d'eau</p> <p>Indicateur État/Impact</p> <p>Paramètres-clés :</p> <p>Concentration de chlorophylle-a dans l'eau de mer (µg/l)*</p>	<p>Pour les stations côtières, 4 échantillonnages annuels au minimum, 6 à 12 /an recommandés</p> <p>Ligne Directrice</p> <p>Stratégie de Surveillance de l'Eutrophisation UNEP/MAP MED POL</p> <p>UNEP(DEC)MED WG.231/14</p> <p>Méthode de Référence :</p> <p>Techniques d'échantillonnage et d'analyse de l'eutrophisation selon la Stratégie de Surveillance de l'Eutrophisation UNEP/MAP MED POL (Rapports Technique du PAM Séries No. 163)</p> <p>Exercices d'interéchantillonnage UNEP/MAP MED POL en accord avec QUASIMEME</p>	<p>l'évaluation des risques</p> <p>Préciser l'échelle géographique de surveillance et d'évaluation</p> <p>Chaque CP détermine la fréquence optimale par an et par site optimal</p>
---	--	--

<p>Indicateur Commun 14 (Indicateurs COP 18 5.2.1.)</p> <p>Concentration de chlorophylle–a dans la colonne d’eau</p> <p>Indicateur État/Impact</p> <p>Sous-indicateur de la Transparence de l’eau où nécessaire</p> <p>Paramètres-clés :</p> <p>Transparence de l’eau mesurée à profondeur Secchi ou selon ISO 7027:1999 Water Quality-Determination of Turbidity (Qualité de l’Eau-Détermination de Turbidité)</p>	<p>Programme de Surveillance des Tendances État et Temporelles UNEP/MAP MED POL</p> <p>Lignes Directrices :</p> <p>Stratégie de Surveillance de l’Eutrophisation UNEP/MAP MED POL</p> <p>UNEP(DEC)MED WG.231/14</p> <p>Méthode de Référence :</p> <p>Techniques d’échantillonnage et d’analyse de l’eutrophisation selon la Stratégie de Surveillance de l’Eutrophisation UNEP/MAP MED POL (Rapports Technique du PAM Séries No. 163)</p> <p>Normme ISO 7027:1999 Qualité de l’Eau-Détermination de Turbidité</p>	<p>La fréquence des échantillonnages en eaux libres à déterminer au niveau subrégional selon une approche de l’évalaution des risques</p> <p>Préciser l’échelle géographique de surveillance et d’évaluation</p> <p>Chaque CP determine la fréquence optimale par an et par site optimal</p>
<p>Common Indicator 14 (Indicateur COP 18 5.2.1.)</p> <p>Concentration de chlorophylle–a dans la colonne d’eau</p> <p>Indicateur Pression/Impact</p> <p>Sous-indicateur 5.3.1 :</p> <p>Oxygène dissous près du fond, càd changements dûs à la décomposition de matières organiques et à la surface de l’aire concernée</p>	<p>Programme de Surveillance des Tendances État et Temporelles UNEP/MAP MED POL</p> <p>Lignes Directrices :</p> <p>Stratégie de Surveillance de l’Eutrophisation UNEP/MAP MED POL</p> <p>UNEP(DEC)MED WG.231/14</p> <p>Méthode de Référence</p> <p>Techniques d’échantillonnage et d’analyse de l’eutrophisation selon la Stratégie de Surveillance de l’Eutrophisation UNEP/MAP MED POL (Rapports</p>	<p>La fréquence des échantillonnages en eaux libres à déterminer au niveau subrégional selon une approche de l’évalaution des risques</p> <p>Préciser l’échelle géographique de surveillance et d’évaluation</p> <p>Chaque CP determine la fréquence optimale par an et par site optimal</p>

Paramètres-clés : Concentration d'oxygène dissous (mg/l) et Saturation (%)*	Technique du PAM (Séries No. 163)	
---	-----------------------------------	--

OBJECTIF ÉCOLOGIQUE 09: Les contaminants n'ont d'impact significatif ni sur les écosystèmes côtiers et marins ni sur la santé publique

Description Indicateur Commun (incluant paramètres, matrice)	Lignes Directrices, Méthodologies, AQ/CQ disponible	Étape initiale d'IMAP
<p>Indicateur Commun 17 (indicateur COP18 9.1.1.)</p> <p>Concentrations de contaminants toxiques-clés dans la matrice (biote, sédiment, eau de mer)</p> <p>Indicateur de pression</p> <p>Paramètres-clés</p> <p>Hg, Cd, Pb, PCBs, pesticides halogénés (aldrin, dieldrin, HCB, lindane, ΣDDTs), PAH.</p> <p>Dans les sédiments et biotes représentatives (bivalves . <i>Mytilus galloprovincialis</i>, poisson <i>Mullus barbatus</i>)</p> <p>Mesures des tenurs en Aluminium (AL) et Carbone Organique CO) dans les sédiments aux fins de normalisation</p> <p>pH de l'eau de mer pour mesurer le taux d'acidification</p> <p>La surveillance des contaminants dans l'eau de mer présente des défis spécifiques et doit être effectuée sur la base de décisions prises pays par pays</p>	<p>Programme de Surveillance des Tendances État et Temporelles UNEP/MAP MED POL</p> <p>Annuellement, pour la biote (pour les moules, avant la période de fraie) et tous les 4 à 6 ans pour les sédiments dans les régions à sédimentation faible, y compris estuaires et ports), dans des conditions hydrographiques stables.</p> <p>Programme pour l'évaluation et le contrôle de la pollution en Méditerranée UNEP/MAP MED POL</p> <p>Rapports Technique du PAM Séries No. 120</p> <p>AQ/CQ via UNEP/MAP MED POL/IAEA MESL</p> <p>Les Méthodes d'Analyse des Echantillonnages sont incluses dans le document d'orientation de Surveillance Intégrée</p> <p>Une approche à 2 étapes en phase initiale</p>	<p>Élaborer des méthodes d'analyse des effets biologiques</p> <p>Harmoniser la surveillance dans les (sous-)régions d'évaluation</p> <p>Élaborer des séries de critères par l'intégration des méthodes d'évaluation chimique et biologique</p> <p>Parties Contractantes doivent installer des stations d'échantillonnage offshore (au minimum 1 par pays)</p> <p>Rédiger un manuel adapté définissant le BAC et si possible formuler les EACs des biomarqueurs sélectionnés</p> <p>Élaborer les critères d'évaluation des substances toxiques</p>

Description Indicateur Commun (incluant paramètres, matrice)	Lignes Directrices, Méthodologies, AQ/CQ disponible	Étape initiale d'IMAP
<p>Indicateur Commun 18 (indicateur COP18 numéro 9.2.1)</p> <p>Niveaux des impacts de la pollution par contaminants-clés lorsqu'une relation de cause à effet est établie</p> <p>Indicateur d'Impact</p> <p>Lysosomal Membrane Stability (LMS) Tier 1 mandatory biomarker on the basis of the 2-Tier approach</p> <p>Reduction of survival in air or Stress on Stress (SoS) Tier 2 mandatory biomarker on the basis of the 2-Tier approach.</p> <p>Acetylcholinesterase (AChE) assay as a method for assessing neurotoxic effects in aquatic organisms. Tier 2 optional biomarker on the basis of the 2-Tier approach.</p> <p>Micronucleus assay as a tool for assessing cytogenetic/DNA damage in marine organisms. Tier 2 optional biomarker on the basis of the 2-Tier approach.</p> <p>In bivalves (i.e. mussels <i>Mytilus galloprovincialis</i>)</p>	<p>Programme de Surveillance des Tendances État et Temporelles UNEP/MAP MED POL</p> <p>Echantillonnage au minimum annuellement ou semi-annuellement pendant la période de fraie</p> <p>MTS 120</p> <p>Programme de Surveillance des Tendances État et Temporelles UNEP/MAP MED POL</p> <p>Echantillonnage au minimum annuellement ou semi-annuellement pendant la période de fraie</p> <p>UNEP/RAMOGGE: Manual on the Biomarkers Recommended for the UNEP/MAP MED POL Biomonitoring</p> <p>Programme. UNEP, Athens, 1999.</p> <p>UNEP/MAP, 2005. Fact sheets on Marine Pollution Indicators. WGUNEP(DEC) / MED/ WG.264 / Inf.14.</p> <p>Document de cadrage : stress on stress (SoS) in bivalve molluscs. <i>Concepción Martínez-Gómez and John Thain</i>. In ICES Cooperative Research Report No 315.</p>	<p>Élaborer des méthodes d'analyse des effets biologiques</p> <p>Harmoniser la surveillance dans les (sous-)régions d'évaluation</p> <p>Élaborer des séries de critères par l'intégration des méthodes d'évaluation chimique et biologique</p> <p>Parties Contractantes doivent installer des stations d'échantillonnage offshore (au minimum 1 par pays)</p> <p>Develop an adapted manual Rédiger un manuel adapté définissant le BAC et si possible formuler les EACs des biomarqueurs sélectionnés</p>

Description Indicateur Commun (incluant paramètres, matrice)	Lignes Directrices, Méthodologies, AQ/CQ disponible	Étape initiale d'IMAP
	<p>Document de cadrage : Acetylcholinesterase assay as a method for assessing neurotoxic effects in aquatic organisms</p> <p><i>Thierry Burgeot, Gilles Bocquené, Joelle Forget-Leray, Lúcia Guilhermino, Concepción Martínez-Gómez, and Kari Lehtonen.</i> In ICES Cooperative Research Report No 315.</p> <p>Document de cadrage : micronucleus assay as a tool for assessing cytogenetic/DNA damage in marine organisms</p> <p><i>Janina Baršienė, Brett Lyons, Aleksandras Rybakovas, Concepción Martínez-Gómez, Laura Andreikenaite, Steven Brooks, and Thomas Maes.</i> In ICES Cooperative Research Report No 315.</p> <p>AQ/CQ via UNEP/MAP MED POL</p> <p>Exercices d'inter-echantillonnage en accord avec l'Université Piemonte Orientale Italie (DiSAV)</p> <p>Coopératives ICES</p>	
<p>Indicateur Commun 19, indicateur COP18 No. 9.3.1</p> <p>Occurrence, origine (si possible, gravité des événements de pollution aigus et significatifs)</p>	<p>Quantification de déversements d'hydrocarbures et autres substances chimiques ainsi que leur importance documentés par observations et reporting.</p>	<p>Further analyse links between pollution events and their effects on biota, with the aim to develop specific assessment criteria on this.</p>

Description Indicateur Commun (incluant paramètres, matrice)	Lignes Directrices, Méthodologies, AQ/CQ disponible	Étape initiale d'IMAP
<p>(p.ex. : marées noires, hydrocarbures et substances toxiques) et leur impact sur la biote victime de la pollution</p> <p>Indicateur Pression/Impact</p> <p>Tout accident provoquant or susceptible de provoquer une pollution en mer par hydrocarbures ou autres substances toxiques</p> <p>La présence, les caractéristiques et l'étendue des déversements d'hydrocarbures ou autres substances toxiques</p> <p>observées en mer et présentant une menace sérieuse ou imminente pour le milieu marin, le littoral ou pour les intérêts d'une ou plusieurs Parties Contractantes ;</p> <p>Leurs évaluations et toute action entreprise ou envisagée pour combattre la pollution</p> <p>L'évolution de la situation.</p>	<p>Utilisation facultative de :</p> <p>Imagerie satellitaire, observation par avion ou photos ;</p> <p>Remonter à la source du déversement par la modélisation a posteriori ;</p> <p>Prise d'empreintes par analyse chimique (Chromatographie gazeuse ou spectrométrie de masse) et comparaison avec de possibles sources de pollution</p> <p>Lignes Directrices du protocole d'Urgence UNEP MAP disponible auprès de REMPEC</p> <p>Rapport disponible auprès de REMPEC afin de remonter les occurrences de déversements en mer dépassant 50 m³</p> <p>Le reporting sur de plus petites quantités est laissé à l'appréciation des pays.</p> <p>Les méthodes de référence s'appliquant à l'analyse des échantillonnages sont disponible auprès de REMPEC/OMI</p>	
<p>Indicateur Commun 20 (Indicateur COP18 No.9.4.1.)</p>	<p>Évaluation des données de surveillance effectuée/demandée par les autorités compétentes chargée de la surveillance de la santé et qui sont préoccupées par</p>	

Description Indicateur Commun (incluant paramètres, matrice)	Lignes Directrices, Méthodologies, AQ/CQ disponible	Étape initiale d'IMAP
<p>Niveaux réels de contaminants détectés Actual levels of contaminants et nombre de contaminants au-dessus des niveaux maximum réglementaires dans les produits de la mer consommés régulièrement</p> <p>Indicateur Pression/Impact</p>	<p>les données de surveillance recueillies sous l'indicateur 9.1.1 (et peut-être 9.2.1).</p> <p>Surveillance effectuée/demandée par les autorités compétentes chargée de la surveillance de la santé, de la présence de contaminants chez les poissons et autres produits de la mer consommés par l'homme.</p> <p>Au moins les contaminants pour lesquels des niveaux réglementaires ont été fixés : Métaux lourds (Pb, Cd, Hg), HAP, dioxines y compris PCB de type dioxine)</p>	
<p>Indicateur Commun 21 (Indicateur COP18 No 9.5.1.)</p> <p>Pourcentage d'entérocoques intestinaux selon les normes établies</p> <p>Indicateur Pression/Impact</p> <p>Entérocoques intestinaux dans les eaux de baignade et autres zones de loisirs</p>	<p>UNEP/MAP MED POL/WHO</p> <p>Programme de Surveillance des Eaux de Baignade et des Eaux dites de Plaisance</p> <p>Échantillonner tous les 15 jours au printemps et en été et jusqu'à l'automne</p> <p>Critères & Normes pour les eaux de baignade en Méditerranée (Criteria and Standards for Bathing Waters in the Mediterranean Region. COP 17 Decision IG 20/9)</p> <p>AQ/CQ disponible auprès de UNEP/MAP MED POL/WHO</p> <p>ISO 7899-2 basée sur la technique de filtration par membrane ou toute autre technique approuvée</p>	<p>Définir plus précisément le BEE, selon la Décision IG.20/9</p>

OBJECTIF ÉCOLOGIQUE 10: Les propriétés et les quantités des déchets marins et côtiers ne portent aucun préjudice à l'environnement côtier et marin.

Description Indicateur Commun (y compris paramètres/matrice)	Lignes Directrices, Méthodologies, AQ/CQ disponible	Étape initiale d'IMAP
<p>Indicateur Commun 22 (Indicateur COP 18 No. 10.1.1.)</p> <p>Tendances de quantité de déchets sur les plages ou sur le littoral (y compris l'analyse de leur composition, distribution spatiale et, si possible, source)</p> <p>Comptage des déchets à la valeur minimale de 0.5cm sur la surface la plus longue d'une côte d'au moins 100m pour les plages légèrement à modérément impactées (optimal 2 sections) et 2 sections de 100m sur les plages fortement impactées (exceptionnellement section de 50m avec un facteur de 100m afin de garantir la cohérence)</p>	<p>UNEP/MAP MED POL Trend Monitoring Programme</p> <p>Au moins 2 suivis par an au printemps et en automne (idéalement 4 suivis par an au printemps, pendant l'été, l'automne et l'hiver)</p> <p>Lignes Directrices et Méthode de Référence :</p> <p>UNEP DEPI (MED) WG 394. Inf.5</p> <p>Une liste de contrôle abrégée de catégories de déchets selon le Guide d'orientation de la surveillance et de l'évaluation Intégrées</p> <p>AQ selon les recommandations des Protocoles d'Assurance Qualité (i.e. Ocean Conservancy National Marine Debris Monitoring Programme (Sheavly, 2007, voir document ECAP Lignes Directrices de Surveillance)</p>	
<p>Indicateur Commun 23 (Indicateur COP 18 No. 10.1.2.)</p> <p>Tendances de quantité de déchets dans la colonne d'eau, y compris micro-plastiques* et sur le fond</p> <p>Impact/Pression</p>	<p>Pour les déchets flottants de 2.5cm à 50cm /km², surveillance par bateau</p> <p>Pour les déchets sur le fond en eau côtière peu profonde (0-20m): minimum annuel, maximum par trimestre ; surveillance sous-marine par plongeurs sur la base des enquêtes par transect linéaire utilisée pour l'évaluation de la faune benthique</p>	<p>Develop floating litter Protocol.</p>

<p>Déchets dans la colonne d'eau :</p> <p>Déchets flottants, 2.5 à 50cm, par km²</p> <p>Déchets sur le fond en eau côtière peu profonde (0-20m): observation visuelle de déchets dépassant 2.5cm</p> <p>Déchets sur le fond entre 20 et 800m : objets/ha ou par km²</p> <p>De déchets collectés par chalut de fond</p>	<p>Pour les fonds entre 20 et 800m, collecte des données déchets par relevé du chalut de fond continu (programmes de suivi des stocks de poissons, tels que MEDITS)</p> <p>Lignes Directrices et Méthode de Référence</p> <p>UNEP DEPI (MED) WG 394. Inf.5</p> <p>Pour les déchets flottants: il convient d'élaborer et mettre en œuvre au niveau régional des méthodes d'inter-comparaison et d'étalonnage</p> <p>En eau peu profonde : les données sur les déchets en eau peu profonde sont collectées dans le cadre de protocoles déjà approuvés pour la faune benthique</p> <p>Pour les fonds entre 20 et 800m, l'adoption d'un protocole de surveillance de stocks de poissons par chalut de fond permettrait un niveau significatif de normalisation dans les pays qui l'utilisent déjà dans le cadre de leur stratégie d'échantillonnage de déchets benthiques.</p>	
--	--	--

Description Indicateur Commun (y compris paramètres/matrice)	Lignes Directrices, Méthodologies, AQ/CQ disponible	Étape initiale d'IMAP
<p>Indicateur Candidat 24 (Indicateur COP18 No. 10.2.1.)</p> <p>Tendances dans les déchets ingérés par ou piègeant des organismes marins, sur la base de mammifères, oiseaux marins et tortues marines sélectionnés</p> <p>Quantité de déchets ingérés (taille minimum 1mm), par masse (poids en grammes) retrouvés dans les estomacs des oiseaux marins (de la famille des gobies - Procellariiformes p.ex. les puffins)</p> <p>Quantité de déchets ingérés (taille minimum 1mm), par masse (poids en grammes) retrouvés dans les estomacs de tortues carettes échouées (<i>Caretta caretta</i>)</p>	<p>Echantillonnage continu d'oiseaux morts, recueillis sur les plages ou mortalité accidentelle telle que victimes de pêche à la palangre ou tués sur la route, etc., afin d'obtenir un échantillon de population d'une quarantaine d'oiseaux ou plus pour établir une moyenne annuelle fiable dans une zone donnée ou des échantillons plus petits pour l'analyse de tendances basée sur des individus</p> <p>Echantillonnage continu de tortues marines mortes, recueillies sur les plages ou en mer, victimes de pêche à la palangre (prise accidentelle) ou de collision avec les bateaux</p> <p>Lignes Directrices et Méthode de Référence</p> <p>UNEP DEPI (MED) WG 394. Inf.5</p> <p>Pour les oiseaux marins, la méthodologie applicable tient compte de la méthodologie OSPAR, dont l'assurance qualité a été largement reconnue dans le cadre d'ouvrages scientifiques révisés par des pairs.</p>	<p>Programme de surveillance pilote</p> <p>Élaboration plus poussée d'un indicateur candidat (intégration possible dans le document IMAP révisé par la COP20)</p> <p>L'étape initiale sera dédiée aux tortues marines .</p> <p>Élaborer AQ/CQ pour les tortues marines</p>

OBJECTIF ÉCOLOGIQUE 07: L'altération permanente des conditions hydrographiques n'affecte pas négativement les écosystèmes côtiers et marins

Indicateur Commun (y compris paramètres/matrice)	Lignes Directrices, Méthodologies, AQ/CQ disponible	Étape initiale d'IMAP
<p>Indicateur Commun 15</p> <p>Indicateur COP18 No.7.2.2:</p> <p>Emplacement et surface des habitats³⁴ directement impactés par les altérations et/ou circulation modifiée induites : empreintes de structures impactantes</p> <p>Paramètre :</p> <p>Aire (en km²) où Les conditions hydrographiques sont susceptibles d'être altérées (modélisation ou estimation semi-quantitative)</p> <p>Aire de l'habitat et proportion de l'habitat total si susceptible d'être impacté par l'altération permanente des conditions hydrographiques (modélisation ou estimation semi-quantitative)</p>	<p>Cartographie de la zone où les activités humaines peuvent générer des altérations permanentes des conditions hydrographiques</p> <p>(à savoir, l'utilisation de EIA, SEA and Maritime Spatial Planning -MSP) et utilisant ultérieure de modèles</p> <p>La modélisation de changements potentiels de l'étendue spatiale des habitats impactés par les altérations permanentes, sur la base de données terrain et de données de modélisation validées.</p> <p>L'objectif principal des modèles est d'évaluer les changements dans les conditions et l'étendue des aires impactées par les altérations permanentes</p> <p>Les modèles doivent être calibrés et soutenus et validés en permanence par des ensemble de données de surveillance in situ</p>	

Indicateur Commun (y compris paramètres/matrice)	Lignes Directrices, Méthodologies, AQ/CQ disponible	Étape initiale d'IMAP

OBJECTIF ÉCOLOGIQUE 08: La dynamique naturelle des aires côtières est maintenue et les paysages et les écosystèmes côtiers sont préservés

<p>Indicateur Commun 16</p> <p>(Indicateur COP18 No.8.1.4)</p> <p>Longueur de côte impactée par les perturbations physiques induites par les structures construites par l'homme</p> <p>Indicateur d'Impact</p> <p>Paramètres-clés :</p> <p>Longueur de la côte faite par l'homme (en km)</p> <p>Superficie totale des terres récupérées (ha)</p> <p>Longueur de côte sableuse impactée par les structures construites pas l'homme</p>	<p>SMDD, indicateur³⁵ n°23: "Share of artificialised coastline"</p> <p>i. Longueur de la côte faite par l'homme :</p> <p>Cartographie des structures artificielles le long de la côte (représentation linéaire ou aire)</p> <p>Mesure des dimensions des structures côtières (la longueur pour les longitudinales, la largeur pour les transversales, projection de la longueur pour les structures plus éloignées des côtes lorsque celles-ci sont installées dans la zone littorale de 100 m)</p> <p>Les dimansions des structures peuvent être évaluées par données satellitaires or par photos aériennes (surtout pour la longueur) et par prise de mesures sur le terrain (pour la largeur (épis pour « groins »): NdT : incertaine que ce soit le bon mot ou structures submergées ou enterrées par exemple)</p> <p>ii. Superficie totale des terres récupérées</p> <p>Cartographie des structures artificielles actuellement situées dans des zones qui étaient submergées dans les années 80.</p> <p>Évaluation de la position côtière avant les revendications territoriales ou la position côtière dans les années 80. Lorsque ces informations auront été recueillies (avant les revendications territoriales), la zone revendiquée sera celle située entre la côte initiale et l'actuelle.</p> <p>Cette zone pourrait être exprimée en profondeur récupérée (surface entre 0 et 10 m ou entre -10 and -20 m par exemple) pour l'associer aux types d'habitats marins perdus.</p> <p>La position de la côte initiale peut être évaluée avec :</p> <p>Des cartes historiques fiables</p> <p>De vieux documents (images, photos, cartes postales, plans...)</p> <p>Des plans d'architecte pour les structures récentes</p> <p>Des images satellitaire ou aériennes précédant la revendication territoriale avec assez de précision</p>	<p>Établir valeurs de référence</p>
---	---	-------------------------------------

	<p>iii. Longueur de côte sableuse impactée par les structures construites pas l’homme</p> <p>Ce paramètre est associé au paramètre 8.1.1. (longueur d’érosion côtière ou instabilité) car les structures peuvent être modifiées par l’érosion naturelle/taux d’accrétion.</p> <p>Cartographie de la côte entourant les structures où son évolution (érosion/accrétion) ou forme (pente, courbes...) sont modifiées par la présence de structures.</p> <p>Selon les cas (conditions hydrodynamiques, type de structures et date d’installation, sédiments), il est possible d’évaluer la longueur des structures :</p> <ul style="list-style-type: none"> - en analysant la forme de la position actuelle du littoral, sur photos satellitaires ou aériennes (augmentation de l’érosion/accrétion de la dérive littorale en amont et en aval) - en utilisant les données topobathymétriques autour de la structure afin de révéler l’évolution artificielle/état de la côte 	
<p>Description Indicateur Commun (y compris paramètres/matrice)</p>	<p>Lignes Directrices, Méthodologies, AQ/CQ disponible</p>	<p>Étape initiale d’IMAP</p>
<p>Indicateur Candidat Commun (Indicateur COP18 No 8.2.1) Changement de l’utilisation du sol</p>	<p>Les Lignes Directrices et les méthodologies doivent être tirées des premiers résultats du site pilote dans l’Adriatique</p>	

UNEP(DEPI)/MED WG.420/4
Annexe I

OBJECTIF ÉCOLOGIQUE 11: Le bruit induit par les activités humaines n'altère pas de façon significative les écosystèmes marins et côtiers

Description Indicateur Candidat Commun (y compris paramètres/matrice)	Lignes Directrices, Méthodologies, AQ/CQ disponible	Étape initiale d'IMAP
<p>Indicateur Candidat 26</p> <p>Indicateur COP17 No 11.1.1:</p> <p>Nombre de jours et répartition géographique d'impulsions sonores de forte, faible ou moyenne intensité excédant les niveaux susceptibles d'avoir un impact significatif sur les mammifères marins</p> <p>Avec l'Objectif Opérationnel 11.1 Introduction d'énergie dans le milieu marin, y compris le bruit des activités humaines, doivent être réduits</p> <p>Indicateur de pression</p> <p>Nombre de jours sur un an et nombre de cellules d'une grille où des activités produisant un bruit fort se produisent</p>	<p>Le BEE n'est pas réalisé ou maintenu si le seuil temporel ou spatial est dépassé</p> <p><u>Lignes Directrices</u> : Monitoring Guidance for Underwater Noise in European Seas (Dekeling et al, 2013) (Guide d'orientation de la Surveillance des Bruits Sous-marins dans les Mers Européennes)</p>	<p>Mettre en œuvre les activités pilotes de surveillance, renforcer les connaissances d'expert et les avancées scientifiques</p>
<p>Indicateur Candidat 27</p> <p>Indicateur COP17 No 11.1.2:</p> <p>Niveaux d'impulsions sonores de faible intensité calculés par modélisation</p> <p>Indicateur de pression</p> <p>Moyenne arithmétique SPL sur un an (dB re 1µPa rms) et L_{33,3}, soit dépassement de niveau de 33% (dB re 1µPa rms)</p> <p>Dans les bandes de tiers d'octave centrées sur :</p>	<p>Le BEE n'est pas réalisé ou maintenu si l'indice L_{33,3}, calculé sur un an, dépasse le seuil</p> <p><u>Guidelines</u>:Monitoring Guidance for Underwater Noise in European Seas (Dekeling et al, 2013)</p>	<p>Mettre en œuvre les activités pilotes de surveillance, renforcer les connaissances d'expert et les avancées scientifiques</p>

20, 63, 125, 250, 500 and 2000 Hz		
-----------------------------------	--	--

ANNEXE II

BIODIVERSITÉ

Orientations concernant l'application de chaque étape des tâches préparatoires pour la surveillance de la biodiversité dans le cadre de l'EcAp

Orientations concernant l'application de chaque étape des tâches préparatoires pour la surveillance de la biodiversité dans le cadre de l'EcAp

Tâches préparatoires

Les tâches préparatoires requises avant d'entamer le principal processus de surveillance comprennent ce qui suit, sans s'y limiter:

Tâche 1: Collecter des données environnementales et concernant l'activité humaine

Le développement d'un programme d'évaluation et de surveillance doit se baser sur une compréhension holistique de la région ou de la sous-région à évaluer. Compiler les informations pertinentes dans un Système d'information géographique est recommandé pour permettre une compréhension spatiale (et temporelle) de la relation entre les activités humaines (qui pourrait générer des pressions négatives sur l'environnement) et les caractéristiques de l'environnement, y compris sa biodiversité.

Les informations suivantes, qui seront utilisées d'une manière directe dans le cadre de nombreux aspects de l'application de l'EcAp, devront être compilées:

- a. Les principales activités humaines passées ou courantes qui pourraient potentiellement affecter ou auraient affecté la diversité biologique;
- b. La distribution, l'intensité et la fréquence des pressions à partir d'activités humaines;
- c. Des caractéristiques réglementaires et administratives significatives;
- d. Les principaux gradients physiques/océanographiques/géologiques (spatiaux et temporeux) dans la région ou la sous-région.
- e. Les caractéristiques de la biodiversité, y compris:
 - i la distribution des types d'habitats sur le fond marin et dans la colonne d'eau;
 - ii la distribution des écotypes d'espèces;
 - iii habitats/communautés et espèces d'intérêt spécial (p. ex. ceux dont la protection est prévue dans des accords régionaux et internationaux et dans la législation de la Communauté);
- f. des données en cours ou des programmes de surveillance en place concernant la diversité biologique.

La Figure A1 illustre les différentes couches d'informations compilées dans un SIG.

Tâche 2: Identifier les composantes de la biodiversité présentes dans la région ou la sous-région

Identifier ces composantes de la biodiversité qui sont présentes dans la région/sous-région. Identifier les sous-espèces, les populations et les variantes génétiques, le cas échéant (p. ex. où il est susceptible d'avoir besoin d'une évaluation spécifique). Les espèces errantes dans la région/la sous-région ne doivent pas être incluses.

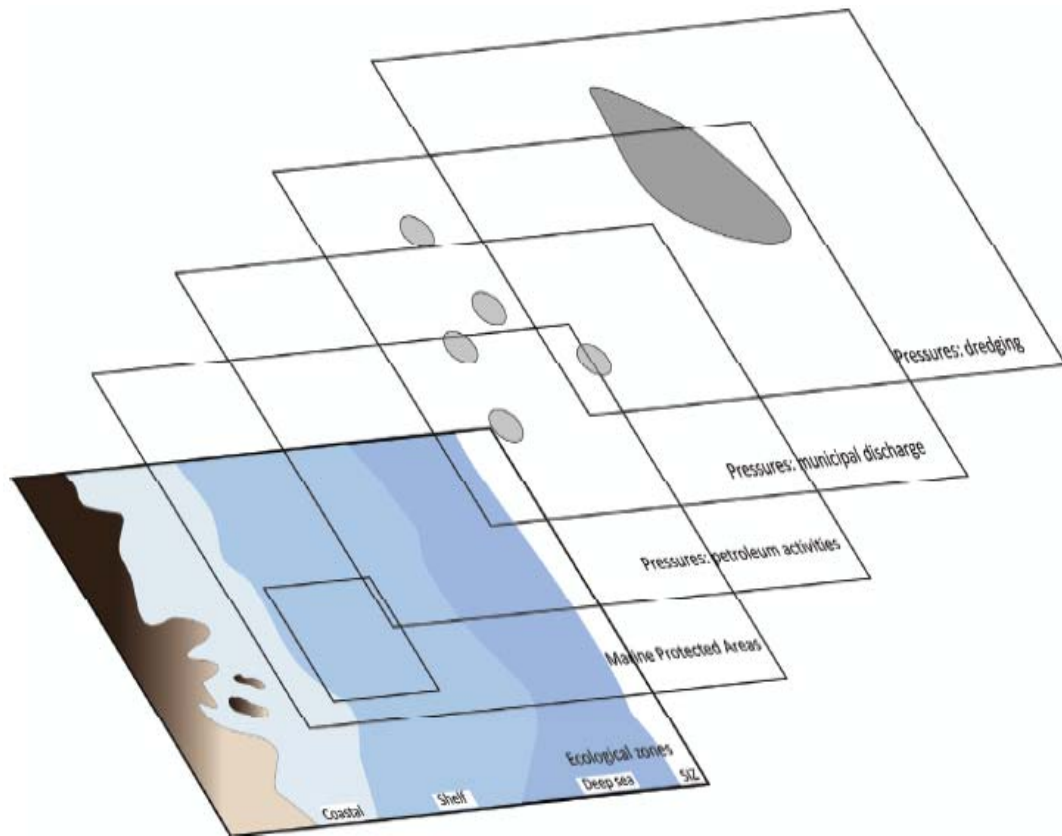


Figure A-1 Illustration des différents types de couches d'informations compilées dans un Système d'information géographique (SIG).

Tâche 3: Définir les zones d'évaluation écologiquement pertinentes

Définir un ensemble d'échelles (zones d'évaluation) écologiquement pertinents pour l'évaluation des composantes de la biodiversité dans la région ou la sous-région.

Tâche 4: Définir l'état (la condition) de référence

Les conditions de référence définissent l'état non affecté de la composante de la biodiversité et sont des conditions, comme il aurait été prévu, suivant 'les conditions physiographiques, géographiques et climatiques'. Cette phraséologie couvre également les conséquences du changement climatique. En conséquence, les effets négatifs sur la biodiversité résultant des changements de la température, de la salinité et de l'hydrographie de l'eau (courants océaniques et courants de marée, action des vagues) en raison du changement climatique (quand cela est connu) ne sont pas pris en considération dans la détermination du BEE de cet Objectif écologique. Toutefois, il est nécessaire de prendre en compte les effets du changement climatique dans l'élaboration des évaluations du BEE (p.ex. pour comprendre comment le changement climatique influence les critères pour une composante, particulièrement la distribution et la composition/l'abondance des espèces dans une communauté). Ainsi, il serait nécessaire de modifier la condition selon laquelle est évalué l'état qui s'adapte aux changements naturels/climatiques dans la distribution et la composition des espèces dans chaque zone d'évaluation.

Les conditions de référence sont spécifiques à l'espèce, à l'écotype ou au type d'habitat/de communauté et à la zone d'évaluation écologique dans une région/une sous-région. Ainsi, les conditions de référence ont besoin d'être déterminées pour refléter ces principales variations dans le caractère écologique au sein de la sous-région. Ainsi, les conditions de référence doivent être déterminées pour les composantes et les critères à évaluer et à surveiller dans chaque aire d'évaluation. Les conditions de référence peuvent être établies de plusieurs manières:

- a. Utiliser les données actuelles de plusieurs sites dans l'aire d'évaluation (ou les aires biogéographiques équivalentes) qui ne sont pas considérées comme sujettes aux pressions des activités humaines;
- b. Utiliser les données historiques, compte tenu des changements à long terme dans les conditions physiographiques, hydrologiques et/ou climatiques en place;
- c. Utiliser le jugement d'expert, compte tenu des caractéristiques de la composante de la biodiversité qui pourrait être envisagée dans les conditions physiographiques, hydrologiques et/ou climatiques en place, et des types d'espèces sensibles aux pressions actuelles et passées des activités humaines, et qui, ainsi, peuvent ne pas être présentes actuellement.
- d. Certaines combinaisons des options susmentionnées.

Dans certaines circonstances, il ne sera pas possible d'établir des conditions de référence d'une manière satisfaisante. Toutefois, il serait plus approprié d'utiliser les conditions des lignes de base, élaborées à un moment spécifique dans le passé et qui sont considérées comme les meilleures à répondre aux exigences des conditions de référence (p. ex. non affectées par les pressions des activités humaines).

Nota Bene : La couche de littoral protégé n'est pas incluse dans la stratégie de surveillance pour éviter des incompréhensions en ce qui concerne les spécificités de l'indicateur commune.

ANNEXE III

BIODIVERSITÉ

Aperçus des critères et méthodes de surveillance de la biodiversité

Aperçus des critères et méthodes de surveillance de la biodiversité

A. Aperçu des critères de surveillance internationale et pertinente

Lignes directrices pertinentes développées avec ISO et/ou CEN comme suit:

EN 14996 Qualité de l'eau - Orientation pour assurer la qualité des évaluations écologiques et biologiques dans l'environnement aquatique

EN 15204 Qualité de l'eau - Orientation normalisée sur l'énumération du phytoplancton par le biais de la microscopie inversée (technique Utermöhl)

EN ISO 16665:2014. Qualité de l'eau - Lignes directrices pour l'échantillonnage quantitatif et le traitement d'échantillons de la macrofaune marine de fonds mous.

EN ISO 19493:2007 Qualité de l'eau - Orientation sur les études biologiques marines des communautés de substrat solide

EN 15972:2011 Qualité de l'eau – Orientation sur les enquêtes quantitatives et qualitatives du phytoplancton marin

EN 16260:2012 Qualité de l'eau - Études visuelles des fonds marins par le moyen d'observation remorquée et/ou opérée à distance pour la collecte de données environnementales

EN 16161:2012 Qualité de l'eau - Orientation sur l'utilisation de techniques d'absorption in vivo pour l'estimation de la concentration de chlorophylle dans l'échantillon marin et d'eau fraîche

B. Réexamen des méthodes d'échantillonnage pour les principales composantes du biote marin

Les méthodes d'échantillonnage telles que prévues par Katsanevakis et al. (Katsanevakis et al., 2012), outre les considérations portant sur la détectabilité imparfaite, sont résumées dans le Tableau A.2.

Le potentiel d'utilisation de l'ADN environnemental dans le cadre de la surveillance marine a été récemment passé en revue par Bourlat et al. (Bourlat et al., 2013), alors qu'il existe des ressources d'informations croissantes disponibles sur Internet⁶⁶. Une autre approche prometteuse consiste en l'utilisation de caméras à haute définition, fixées à un avion pour surveiller les cétacés et les oiseaux de mer. La méthode est développée davantage dans plusieurs projets de recherche⁶⁷.

Tableau A2

Méthodes appliquées à la surveillance des populations marines, pour les composantes du biote marin. Soulignées: les méthodes les plus communes pour chaque composante, ROV: (Véhicule télécommandé), CPUE: (capture par unité d'effort), PIT: (Transmetteur passif intégré), s.o. (sans objet), potentielles: méthodes éventuellement applicables. (de Katsanevakis et al., 2012)

Échantillonnage pilote	Échantillonnage à distance	Marquage-rEcapture	Études répétitives pour estimations d'occupation	Méthodes d'élimination	Autres
Invertébrés <u>Endobenthos:</u> <u>Bennes, carottiers; dispositifs du dragage; décompte de terriers</u>	s. o.	Marquage de la mégafaune (mollusques, crustacés)	Basées sur des échantillons endobenthiques répétitifs (potentiels)	Simple élimination de CPUE (pour la mégafaune)	
Epibenthos: <u>Chaluts, dispositifs du dragage, luges; transects linéaires (plongeurs, ROV=, caméras installées); cadrats, cadrats de photos</u>	Transects linéaires par des plongeurs ou des sous-marins	Marquage (mollusques crustacés, échinodermes)	Par des plongeurs	Élimination simple ou CPUE	Études de transects linéaires ou ponctuels d'interception
Hyperbenthos: <u>Luge à levier</u>	s. o.	s. o.	Basées sur des échantillons de luge répétitifs (potentiel)	CPUE	
Zooplankton <u>Filets remorqués;</u> <u>Transects par bande pour le mégaplancton (montés sur des navires, aérien, ROV, profileurs par vidéo, plongeurs)</u>	Transects linéaires montés sur des navires (pour le mégaplancton)	s. o.	Pour le mégaplancton (potentiel)	s. o.	Acoustique de l'Enregistreur Continu de Plancton (CPR)
Mammifères marins <u>Cétacés:</u> <u>Transects à bande montés sur un navire ou aériens</u>	<u>Transects linéaires montés sur un navire ou aériens</u>	<u>Identification par photo à partir d'un marquage naturel sur les nagOEires caudales ou dorsales</u>	Montées sur un navire ou aériennes (potentiel)	CPUE (prises accessoires), élimination simple	Décompte de migrations
Pinnipèdes: Echantillonnage cadrat de colonies	s. o.	Identification par photo à partir d'un marquage naturel sur le pelage	Dans les grottes marines, les plages, etc. (potentiel)	CPUE (prises accessoires), élimination simple	<u>Décompte de colonies</u>
Oiseaux de mer <u>Transects à bande montés sur des navires ou aériens</u>	Transects linéaires montés sur des navires	<u>Baguage</u>	Montées sur un navire ou aériennes (potentiel)	CPUE (prises accessoires), élimination simple	Observations de la mer

Tortues de mer	Enquêtes aériennes ou de navires (transects linéaires)	Marquage par transpondeur passif intégré, marquage satellitaire	Montées sur un navire, aériennes ou sur la base de plongeurs (potentiel)	CPUE (prises accessoires), élimination simple	<u>Décompte de nids</u>
<u>Transects à bande montés sur des navires ou aériens</u>					

C. Méthodes de recensement des habitats benthiques

Tableau A3 Méthodes de recensement des habitats benthiques utiles pour localiser, déterminer l'étendue et évaluer la biodiversité (tel que adapté à partir de EC, 2007).

Type de données	Données utiles pour localiser, déterminer l'étendue et évaluer la biodiversité de l'habitat selon le type de l'habitat			
	“Biocénose de sable fin dans les eaux très peu profondes”	“Fonds marins durs associés aux algues photophiles”, “Biocénose d'algues infralittorales ”	“Fonds marins durs associés à la biocénose Coralligène”	Prairies d'algues de mer (<i>Posidonia oceanica</i> , <i>Cymodocea nodosa</i> , <i>Zostera spp</i>)
Méthodes à distance				
Sonar à balayage latéral ¹	Localisation, étendue	Localisation, étendue	Localisation, étendue	Applicable
Bathymétrie multifaisceaux ¹	Localisation, étendue	Localisation, étendue	Localisation, étendue	Applicable sans certaines conditions
AGDS ¹ (Système de discrimination acoustique du fond)	Localisation, étendue	Localisation, étendue	Localisation, étendue	Localisation, étendue
Images satellitaires ²	Localisation, étendue	Localisation, étendue (pas de distinction entre les sous-types de récif)		Localisation, étendue
Photographie aérienne ^{1,2}	Localisation, étendue			Localisation, étendue
Échantillonnage direct et méthodes d'observation:				
Échantillonnage aléatoire/carottage ³	Étendue / Biodiversité	Biodiversité (application limitée)	Biodiversité (non recommandée)	Biodiversité (non recommandée)
Échantillonnage par plongée	Biodiversité	Biodiversité	Biodiversité	Biodiversité
Caméra vidéo remorquée ³	Étendue	Étendue / Biodiversité (non recommandée)	Étendue	Étendue
Caméra vidéo rabattable/ photographie/ROV	Étendue / Biodiversité	Étendue / Biodiversité	Étendue / Biodiversité	Étendue / Biodiversité
Chalut épibenthique/dragage ³	Biodiversité (application limitée)	Non recommandée ³	Non recommandée ³	Non recommandé

Notes:

1 Pour tous les types de détection à distance, distinguer les habitats l'un de l'autre et à partir des fonds marins avoisinants dépend de la résolution de la méthode d'échantillonnage = une résolution plus élevée donnerait de meilleures données pour distinguer les habitats, mais couvrira des zones plus petites et sera plus chère pour collecter et traiter ces données que celles à faible résolution.

2 Les photographies aériennes et les images satellitaires ne sont utilisées que dans les eaux peu profondes (6-7m de profondeur dans le NO de la Méditerranée et 10-15m de profondeur dans le SE de la Méditerranée), en fonction de la clarté de l'eau et d'autres facteurs.

3 L'échantillonnage aléatoire/le carottage et le dragage/chalutage sont des méthodes d'échantillonnage relativement destructives. Ces méthodes peuvent apporter des données utiles, mais leur utilisation extensive n'est pas recommandée pour l'évaluation d'habitats sensibles aux dégâts physiques (p.ex. récif biogène, herbiers marins et fonds maerl) et ne doivent pas être utilisées pour en identifier l'étendue. La vidéo remorquée peut également s'avérer destructive pour les habitats fragiles, si elle touche le fond marin et n'est pas recommandée dans ces cas-là.

ANNEX IV

LISTE DES ESPECES ET DES HABITATS

Explanatory Note/Glossary for parameters, criteria and prioritization used here:

EN Term	EN definition	FR Terme	FR définition
Predominant habitat:	Widely occurring and broadly defined habitat types by abiotic characteristics (e.g. EUNIS level 3), referred to in Table 1 of Annex III to the EC Marine Strategy Framework Directive (2008/56/EC)	Habitats principaux:	Types d'habitats à un haut niveau typologique, définis par des caractéristiques abiotiques (e.g. EUNIS level 3), cités dans le tableau 1 de l'annexe III de la Directive européenne Cadre Stratégie Milieux Marins (2008/56/EC)
Habitat:	This term addresses (as defined in EC Decision 2010/477/UE) both the abiotic characteristics and the associated biological community, treating both elements together (e.g. EUNIS level 5 or 6). This term may also refer to a number of habitat complexes (which means assessing, where appropriate, the composition, extent and relative proportions of habitats within such complexes) and to some functional habitats (such as spawning, breeding, resting, feeding areas and migration routes)	Habitat:	Ce terme (tel que défini dans la Décision CE 2010/477/UE), se réfère à la fois aux caractéristiques abiotiques et à la communauté biologique associée, de façon indissociables (e.g. EUNIS level 5 ou 6). Ce terme peut également se référer à certains complexes d'habitats (impliquant, si approprié, dévaluer la composition, l'étendue et les proportions relatives des habitats composant ce complexe) et à certains habitats fonctionnels (tels que les frayères, les zones de reproduction, de repos, d'alimentation, et les couloirs migratoires)
Functional group (of species):	An ecologically relevant set of species, applied here in particular to the following (highly) mobile species groups: birds, reptiles, marine mammals, fish and cephalopods. Each functional group represents a predominant ecological role (e.g. offshore surface-feeding birds, demersal fish) within the species group. This term is referred to in the EC Decision 2010/477/UE (Part B, species)	Groupe fonctionnel (d'espèces):	Un ensemble écologiquement cohérent d'espèces, appliqué ici en particulier aux espèces (largement) mobiles suivantes: oiseaux, reptiles, mammifères marins, poissons et céphalopodes. Chaque groupe fonctionnel représente un rôle écologique majeur (e.g. oiseaux se nourrissant au large en sub-surface, poissons démersaux) au sein du groupe d'espèces. Ce terme est cité dans la Decision CE 2010/477/UE (Partie B, espèces)
Texel-Faial Criteria	Cf. document downloadable at: http://www.google.fr/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&cad=rja&uact=8&ved=0CCYQFjAA&url=http%3A%2F%2Fwww.ospar.org%2Fdocuments%2Fdbase%2Fdecrecs%2Fagreements%2F03-13e_texel_faial%2520criteria.doc&ei=r1MQVPP7GYvu_aPm7gBA&usg=AFQjCNFFBqKlpeixMYiLZD1JqGJC_rAwTw&sig2=wG6kTCw1ZQvZJwazTNX7iw&bvm=bv.74649129,d.d2s	Critères de Texel-Faial:	Cf. document téléchargeable à: http://www.google.fr/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&cad=rja&uact=8&ved=0CCIQFjAAahUKewjzto-7punGAhWIPxQKHYo0B1k&url=http%3A%2F%2Fwww.ospar.org%2Fdocuments%2Fdbase%2Fdecrecs%2Fagreements%2F03-13f_criterestexel_faial.doc&ei=i7KsVbPFKYj_UlrpnMgF&usg=AFQjCNEVmntg7oEq-C4n4tbGPpuM3B_0w&sig2=eVctr-Vg5--1LEVuFv97-A&bvm=bv.98197061,d.d24
(sub)regional importance (Texel-Faial Criteria)	A high proportion of the habitat or species population (at any time of its life cycle) occurs within a specific biogeographic region and/or (sub)region of national responsibility, within the Mediterranean Sea	importance (sous-)régionale (critère Texel-Faial):	Une grande proportion de l'habitat ou de la population de l'espèce (quel que soit le stades de vie considéré) est situé dans une zone biogéographique spécifique et/ou une (sous-)région relevant d'une responsabilité nationale, en Méditerranée
Rarity (Texel-Faial Criteria)	A habitat is assessed as being rare if it is restricted to a limited number of locations or to small, few and scattered locations in the Mediterranean Sea. A species is rare if the total population size is small. In case of a	Rareté (critère Texel-Faial):	Un habitat est dit rare s'il est restreint à un nombre limité de sites ou à quelques petits sites dispersés en Méditerranée, Une espèce est rare si sa population totale est faible. Dans le cas d'une espèce sessile ou à mobilité restreinte, quel que soit le stade de vie

	species that is sessile or of restricted mobility at any time of its life cycle, a species is rare if it occurs in a limited number of locations in the Mediterranean Sea, and in relatively low numbers. In case of a highly mobile species, the total population size will determine rarity		considéré, cette espèce est rare si son occurrence est limitée à nombre réduit de sites en Méditerranée, et en faibles abondances. Dans le cas d'espèces largement mobiles, la taille de la population détermine sa rareté éventuelle
Key functional role (from Texel-Faial Criteria)	A species (population) or habitat, which function(s) as a key role to support ecosystem processes and interactions. These key functions may be associated to natural productivity, trophic role, remarkable biodiversity or "species functional habitats", such as spawning, breeding, resting and feeding areas and migration routes	Rôle fonctionnel clé (d'après critère Texel-Faial):	Une espèce (population) ou un habitat, dont la(es) fonction(s) ont un rôle clé dans les processus et interactions de l'écosystème. Ces fonctions clés peuvent être associées à une productivité naturelle, un rôle trophique, une biodiversité remarquable, ou aux "habitats fonctionnels d'espèces", tels que les zones de frayères, de reproduction, de repos, d'alimentation et les couloirs migratoires
Sensitivity (Texel-Faial Criteria):	A species (population) or habitat is "sensitive" when: a. it has low resistance (that is, it is easily adversely affected by human activity); and/or b. it has low resilience (that is, after an adverse effect from human activity, recovery is likely to be achieved only over a long period)	Sensibilité (critère Texel-Faial):	Une espèce (population) ou un habitat est "sensible" si: a. il a une faible résistance (c'est-à-dire qu'il est facilement impacté par les activités humaines); et/ou b. il a une faible résilience (c'est-à-dire, qu'après un impact dû à une activité humaine, il n'est susceptible de récupérer qu'après une longue période)
Vulnerability:	A species (population) or habitat is "vulnerable" when it is exposed to a pressure, to which it is sensitive (cf. column N to V)	Vulnérabilité:	Une espèce (population) ou un habitat est "vulnérable" si il est exposé à une pression, à laquelle il est sensible (cf. colonnes N à V)
Declining or threatening (from Texel-Faial Criteria):	A "declining" species (population) or habitat means an observed or indicated significant decline in numbers, extent or quality (quality refers for a species to its life history parameters). The decline may be historic, recent or current. The decline can occur in the whole Mediterranean Sea area or (sub)regionally. Where the decline is "clear and present", and can be linked directly or indirectly to human activity, the species (population) or habitat is also considered to be "currently threatened". Where there is a high probability of significant decline linked directly or indirectly to human activity, the species (population) or habitat is considered to be "potentially threatened"	En déclin ou menacé (d'après critère Texel-Faial):	Une espèce (population) ou un habitat en "déclin" implique une diminution, observée ou mesurée de façon significative, en abondance, étendue ou qualité (qualité se réfère pour une espèce à ses paramètres démographiques). Le déclin peut être historique, récent ou actuel. Le déclin peut avoir lieu sur toute la Méditerranée ou une (sous-)région. Quand le déclin est "clair et avéré", et peut être lié directement ou indirectement à une activité humaine, l'espèce (population) ou l'habitat est aussi considéré comme "actuellement menacé". Quand il y a une forte probabilité de déclin significatif, lié directement ou indirectement à une activité humaine, l'espèce (population) ou l'habitat est considéré comme "potentiellement menacé"
Feasibility (for monitoring):	Existence of methods and protocols to monitor a species (population) or habitat. Resources needed (logistic, technical and human) and actually existing monitoring are detailed in column W to AG	Faisabilité (pour la surveillance):	Existence de méthodes et protocoles pour réaliser la surveillance d'une espèce (population) ou d'un habitat. Les ressources nécessaires (logistiques, techniques et humaines) et les surveillances actuellement existant sont détaillés dans les colonnes W à AG
Priority:	If a species or habitat meet at least 1 of the Texel-Faial criteria AND is vulnerable AND then it's monitoring is	Priorité:	Si une espèce ou habitat réponds à au moins 1 des critères de Texel-Faial ET est vulnérable ET que son surveillance est

	<p>technically feasible, its monitoring should be highly prioritized. Besides, redundancies in selected species or habitats representing specific functional groups/predominant habitats, should be considered. Priority mean than sufficient resources (national and/or joint at (sub) regional scale) should be dedicated to acquire relevant data at sufficient spatial and temporal resolution. Low prioritized species or habitats should also be monitored, but data could be acquired at a minimum relevant spatial and temporal resolution, according to available resources (cf. pragmatic approach for assessment scale)</p>		<p>techniquement faisable, son surveillance doit être hautement prioritaire. Par ailleurs, la redondance entre les espèces ou habitats sélectionnés, représentatifs d'un groupe fonctionnel ou habitat principal spécifique, doit être considérée. La priorité haute signifie que des ressources suffisantes (nationales et/ou jointes à l'échelle de la (sous-)région) devraient être dédiées pour acquérir des données pertinentes à une résolution spatiale et temporelle suffisante. Les espèces et habitats moins prioritaires devraient aussi être surveillés, mais les données pourraient être acquises à une résolution spatiale et temporelle minimale, mais pertinente, en fonction des ressources disponibles (cf. approche pragmatique pour l'échelle d'évaluation)</p>
<p>Assessment monitoring scale:</p>	<p>For monitoring issue, assessment scale is expressed as the relevant spatial and temporal resolution of required data. These resolutions (number and location of sampling stations, accuracy of remote detection, sampling frequencies, etc.) are likely to be a compromise (cost-efficiency) between "high resolution" (which enable a very accurate and complete assessment, but more expensive assessment) and a more pragmatic approach, identifying a resolution and sampling design in accordance with available resources (less expensive, but which could lead to an incomplete or partial assessment)</p>	<p>Échelle d'évaluation pour la surveillance:</p>	<p>Pour la surveillance, l'échelle d'évaluation correspond au plan d'échantillonnage et aux résolutions spatiale et temporelle pertinentes pour acquérir les données requises. Ces résolutions (nombre et position des stations d'échantillonnage, précision de la télédétection, fréquence d'échantillonnage, etc.) devraient être définies selon un compromis (coût/efficacité) entre une "haute résolution" (permettant une grande précision et une évaluation complète, mais à un coût supérieur), et une approche plus pragmatique, adaptant la résolution et/ou le plan d'échantillonnage, selon les ressources disponibles (moins coûteux, mais pouvant conduire à une évaluation partielle ou incomplète)</p>
<p>Mediolittoral:</p>	<p>Bathymetric level, corresponding to the intertidal benthic area (from higher to lower tide levels); organisms are in there submitted to alternating immersion and emersion</p>	<p>Mediolittoral:</p>	<p>Étage bathymétrique correspondant à la zone benthique intertidale (comprise entre les niveaux des plus hautes et des plus basses mers) ; les peuplements y sont régulièrement soumis aux alternances d'émersion et immersion</p>
<p>Infralittoral:</p>	<p>Bathymetric level, associated to preferential benthic distribution area of photophilic organisms (approximately, for Mediterranean Sea, from 0 to -50 meters depth, on official marine bathymetric maps)</p>	<p>Infralittoral:</p>	<p>Étage bathymétrique correspondant à la zone benthique de répartition préférentielle des organismes photophiles (approximativement, en Méditerranée, de 0 à -50 mètres, sur les cartes marines bathymétriques officielles)</p>
<p>Circalittoral:</p>	<p>Bathymetric level, associated to preferential benthic distribution area of sciaphilic organisms (approximately, for Mediterranean Sea, from -50 to -200 meters depth, on official marine bathymetric maps)</p>	<p>Circalittoral:</p>	<p>Étage bathymétrique correspondant à la zone benthique de répartition préférentielle des organismes sciaphiles (approximativement, en Méditerranée, de -50 à -200 mètres, sur les cartes marines bathymétriques officielles)</p>
<p>Bathyal:</p>	<p>Bathymetric level, associated to darkness and continental slope (approximately from -200 to -2000 meters depth, on official marine bathymetric maps)</p>	<p>Bathyal:</p>	<p>Étage bathymétrique correspondant à la zone aphotique et la pente continentale (approximativement de -200 à -2000 mètres, sur les cartes marines bathymétriques officielles)</p>
<p>Abyssal:</p>	<p>Last bathymetric level, associated to darkness and plains after the continental slope (approximately below -2000 meters depth, on official marine bathymetric maps)</p>	<p>Abyssal:</p>	<p>Dernier étage bathymétrique correspondant à la zone aphotique et des plaines au bas de la pente continentale (approximativement sous -2000 mètres, sur les cartes marines bathymétriques officielles)</p>

Coastal waters:	This term of "coastal waters" addresses here, for pelagic habitats, relatively low depth marine waters, directly influenced by terrigenous and freshwaters inputs (approximatively from the coast to the beginning of the continental shelf)	Eaux côtières:	Le terme "d'eaux côtières" se réfère ici, pour les habitats pélagiques, à des eaux marines de profondeurs relativement faible, soumises à l'influence directe des apports terrigènes et des eaux douces (approximativement de la côte au début du plateau continental)
Shelf and Oceanic waters:	This term of "shelf and oceanic waters" addresses here, for pelagic habitat, offshore marine waters (shell, bathyal and abyss), less directly influenced by terrigenous and freshwaters inputs. They are characterized by specific physico-chemical conditions and biological communities	Eaux du plateau et océaniques:	Les "eaux du plateau et océaniques" se réfère ici, pour les habitats pélagiques, aux eaux marines situées au large (plateau, bathyal et abysses), moins soumises directement à l'influence des apports terrigènes et des eaux douces. Elles sont caractérisées par des conditions physico-chimiques et des communautés biologiques spécifiques

Species class	Species functional groups	
	CE/OSPAR	FR experts proposal (subdivision of toothed whales)
Marine mammals / Mammifères marins	Baleen whales	baleines à fanons (Mysticètes)
	toothed wales	Odontocètes épipélagiques stricts (alimentation entre 0 à -200 m)
		Odontocètes épi- et méso-bathy-pélagiques (alimentation de 0 à >-200 m)
Seals	Phoques (pinnipèdes)	
Reptiles	Turtles	Tortues marines
Birds / Oiseaux	Coastal top predators	Prédateur supérieur côtier
	intertidal benthic-feeders	à alimentation benthique littoral, côtier (côtier)
	inshore benthic feeders	à alimentation benthique subtidale, côtier (eaux côtières)
	inshore surface-feeders	à alimentation pélagique de surface, côtier (eaux côtières)
	inshore pelagic feeders	à alimentation pélagique de sub-surface, côtier (eaux côtières)
	offshore surface feeders	à alimentation pélagique de surface, au large (eaux du plateau et océaniques)
	offshore pelagic feeders	à alimentation pélagique de sub-surface, au large (eaux du plateau et océaniques)
Fish / Poissons	Diadromous bony fish	Poissons diadromes
	Demersal coastal bony fish	Poissons osseux démersaux côtiers (eaux côtières)
	Demersal coastal elasmobranch	Elasmobranches démersaux côtiers (eaux côtières)
	Pelagic coastal bony fish	Poissons osseux pélagiques côtiers (eaux côtières)
	Pelagic coastal elasmobranchs	elasmobranches pélagiques côtiers (eaux côtières)
	Demersal offshore bony fish	Poissons osseux démersaux du large (eaux du plateau et océaniques)
	Demersal offshore elasmobranchs	elasmobranches démersaux du large (eaux du plateau et océaniques)
	Pelagic offshore bony fish	Poissons osseux pélagiques du large (eaux du plateau et océaniques)
	Pelagic offshore elasmobranchs	elasmobranches pélagiques du large (eaux du plateau et océaniques)
Cephalopods / Céphalopodes	Coastal cephalopods	Céphalopodes côtiers (eaux côtières)
	Offshore cephalopods	Céphalopodes du large (plateau et océaniques)

ANNEXE V

ESPÈCES NON INDIGENES

Principaux sites Internet et bases de données sur les faits et la distribution des espèces envahissantes

Principaux sites Internet et bases de données sur les faits et la distribution d'espèces envahissantes

Couverture mondiale

Compendium sur les Espèces envahissantes (CABI Invasive Species Compendium) (ISC)

<http://www.cabi.org/isc/>

Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture (FAO), base de données sur l'introduction d'espèces aquatiques (DIAS)

<http://www.fao.org/figis/servlet/static?dom=collection&xml=dias.xml>

FISHBASE

<http://www.fishbase.org/>

Programme mondial sur les espèces envahissantes (GISP)

<http://www.gisp.org>

Base de données mondiale des espèces envahissantes (GISD)

<http://www.invasivespecies.net/>

Réseau d'information global sur les espèces envahissantes (GISIN)

<http://www.gisinetwork.org>

Partenariat GloBallast: Pour appliquer des mécanismes durables fondés sur les risques pour la gestion et le contrôle des sédiments et des eaux de ballast des navires pour minimiser les effets néfastes des espèces envahissantes aquatiques transférées par les navires.

<http://globallast.imo.org/>

Groupe de spécialistes des espèces envahissantes (GSEE) IUCN et Base de données mondiale des espèces envahissantes IUCN (GISD)

<http://www.issg.org/#ISSG>

<http://www.issg.org/database/welcome/>

Conservation de la Nature (The Nature Conservancy (TNC))

<http://www.nature.org/invasivespecies>

<http://tncinvasives.ucdavis.edu/>

Couverture européenne

Réseau européen d'information sur les espèces exotiques (EASIN)

<http://easin.jrc.ec.europa.eu/>

Réseau européen d'information sur les espèces exotiques (COST TD1209)

http://www.cost.eu/domains_actions/fa/Actions/TD1209

Portail d'information sur les espèces exotiques envahissantes en Europe du Nord et Centrale (NOBANIS)

<http://www.nobanis.org/>

"Signaux" de l'Agence européenne pour l'environnement:

<http://www.eea.europa.eu/pressroom/newsreleases/killer-slugs-and-otheraliens>

Programme "Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe" (DAISIE)

<http://www.europe-aliens.org/>

Système d'Information sur les espèces aquatiques non indigènes et cryptogéniques (AquaNIS)

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

Les registres méditerranéens sont basés sur DAISIE et seront mis à jour.

Couverture méditerranéenne

L'Atlas de la CIESM des espèces exotiques dans la mer Méditerranée est lié à la base NISbase, une base de données distribuée, gérée par l'Institut Smithsonian, visant à recenser toutes les espèces aquatiques non indigènes introduites de par le monde.

<http://www.nisbase.org/nisbase/index.jsp>

Base de données MAMIAS pour le Centre d'activités régionales pour les Aires spécialement protégées (CAR/ASP) de la Convention de Barcelone

<http://www.rac-spa.org/>

<http://www.mamias.org>

Réseau de l'Europe Orientale et Méridionale pour les espèces exotiques envahissantes (ESENIAS).
Portail de données régional sur les EEE en Europe du Sud et de l'Est (Albanie, Bosnie - Herzégovine, Bulgarie, Croatie, Grèce, Kosovo conformément à la Résolution du Conseil de Sécurité des Nations Unies 1244/99, ERY de Macédoine, Monténégro, Serbie, Roumanie (pays invité) et Turquie.

<http://www.esenias.org/>

Couverture nationale

InvasiBer, Espèces Exotiques Invasoras de la Péninsule Ibérique (Espagne)

<http://invasiber.org/>

Réseau hellénique sur les Espèces envahissantes aquatiques (ELNAIS) - Grèce

<https://services.ath.hcmr.gr/>

SIDIMAR, Italie

http://www.sidimar.tutelamare.it/distribuzione_alieni.jsp

Centres d'informations nationales sur la biodiversité - BIFs;

<http://www.gbif.org/participation/participant-nodes/bif/>

Autres documents pertinents

Évaluer les risques environnementaux à grande échelle pour la biodiversité avec des méthodes testées (ALARM)

<http://www.alarmproject.net>

Site web de l'Union européenne (UE):

http://ec.europa.eu/environment/nature/invasivealien/index_en.htm

Étendue de l'action de l'UE:

http://ec.europa.eu/environment/nature/invasivealien/docs/2006_06_ias_scope_options.pdf

ANNEXE VI

EUTROPHISATION

Indicateurs présentant un intérêt pour la surveillance de l'eutrophisation

Indicateurs présentant un intérêt pour la surveillance de l'eutrophisation

Chlorophylle

Le lien entre la valeur moyenne des éléments nutritifs et les valeurs moyennes de chlorophylle dans les eaux côtières est généralement admis, au point que les cartes satellites de la chlorophylle servent couramment de cartes de l'eutrophisation marine (Agence européenne de l'environnement, Rapport technique, 2002).

De nombreuses études utilisent la Chl-a comme indicateur de l'eutrophisation ou de la qualité de l'eau (Harding et Perry 1997, Boyer et al. 2009) en raison de la simplicité de l'analyse intégrative qu'elle offre.

De plus, comme il a été souligné (Boyer et al., 2009), "l'indicateur Chl-a a trois composantes spécifiques: l'intensité de la prolifération (incidence des concentrations de Chl-a qui dépassent la valeur de base par zone et par mois), la fréquence de la prolifération (nombre de mois par an pendant lesquels les concentrations de Chl-a dans chaque zone dépassent la valeur seuil spécifique pour cette zone), et l'étendue spatiale de la prolifération (concentrations de Chl-a pondérées en fonction de la superficie pour une région donnée, par mois, excédant la concentration seuil pour la région)".

Autres avantages de l'utilisation de la Chl-a comme mesure:

1) La Chl-a intègre toute la communauté phytoplanctonique.

La biomasse de phytoplancton constitue une mesure directe de l'abondance du phytoplancton. La concentration de chlorophylle représente une mesure intégrée et très simple de la réponse de la communauté phytoplanctonique à l'enrichissement en éléments nutritifs" (in: Devlin et al. 2007)

2) La Chl-a est un indicateur de l'eutrophisation.

"Il y a généralement une bonne corrélation entre la production planctonique primaire et la biomasse algale, et la biomasse algale est un excellent indicateur de l'état trophique. De plus, la biomasse algale est associée aux symptômes visibles de l'eutrophisation, et elle est habituellement la cause des problèmes concrets que provoque l'eutrophisation" (in: Boyer et al. 2009).

3) La Chl-a est facile à prélever et à analyser.

"Il est relativement simple de mesurer la Chl-a en regard de la biomasse algale" (in: Boyer et al. 2009). L'analyse de la Chl-a ne nécessite aucune spécialisation. Les comparaisons d'un laboratoire à l'autre sont faciles. Elle est d'un bon rapport coût-efficacité même pour un très grand nombre de prélèvements (y compris s'il est nécessaire de répéter les analyses).

Éléments nutritifs

On trouve parmi les éléments nutritifs naturellement présents dans le milieu marin des composés de silicium (Si) ainsi que d'azote (N) et de phosphore (P). Les concentrations des principaux éléments nutritifs varient avec les saisons, en conséquence des processus naturels marins. L'eutrophisation résulte de l'enrichissement par importation dans le cycle saisonnier 'vierge', qui augmente les réserves d'éléments nutritifs- azote et/ou phosphore dans une masse d'eau, et permet donc une production primaire annuelle plus grande de matière organique et un stock permanent d'algues plus grand également. Les concentrations d'éléments nutritifs végétaux reflètent l'équilibre entre un grand nombre de processus physiques et biotiques. Par conséquent, les concentrations en éléments nutritifs (N, P, Si) sous toutes leurs formes (organique, inorganique, dissoute, en particules) sont des indicateurs d'eutrophisation extrêmement utiles. Ils peuvent cependant n'avoir pas un grand sens aux limites extérieures, lorsque les éléments nutritifs sont totalement absorbés par le phytoplancton. Bien que le phosphore soit l'un des éléments nutritifs les plus classiquement détectés dans les systèmes d'eau douce, il y a de bonnes raisons de croire que l'azote, sous n'importe laquelle de ses formes, peut jouer

un rôle plus important dans la plupart des systèmes marins, sinon tous. La silice est un bon indicateur de la dispersion de l'eau douce et du potentiel de prolifération des diatomées.

Ratios d'éléments nutritifs

L'enrichissement anthropique en éléments nutritifs se limite principalement à l'azote et au phosphore, alors que l'apport en silicium demeure constant ou diminue avec l'augmentation de la production de diatomées et le dépôt et la rétention de silicium qui s'ensuivent dans les sédiments. Les concentrations accrues en éléments nutritifs ne sont pas l'unique résultat de l'influence anthropique. Les rapports stœchiométriques des éléments nutritifs, Si:N, N:P et Si:P ont changé eux aussi. En appliquant le ratio Redfield (Si:N:P= 16:16:1) comme critère de l'équilibre stœchiométrique des éléments nutritifs, le ratio atomique Si:N:P des diatomées marines, qui sont des constituants abondants du phytoplancton côtier, est d'environ 16:16:1, lorsque les concentrations en éléments nutritifs sont suffisantes (Redfield, 1934, Redfield et al., 1963; Brzezinski, 1985). Des études sur la cinétique de l'absorption des éléments nutritifs ont montré que les ratios ambiants de $N/P < 10$ et $Si/N > 1$ dissous indiquent une limite stœchiométrique N, que $Si/N < 1$ et $Si/P < 3$ indiquent une limite Si, et que $N/P > 20-30$ évoque une limite P (Dortch & Whitley, 1992; Justic et al., 1995).

Précédemment, Smayda (1990) avait suggéré que le déclin à long terme des ratios Si:P était lié aux importantes proliférations des algues non siliceuses dans les eaux côtières, partout dans le monde. Conley et al. (1993) ont présenté un résumé détaillé des modifications du cycle biogéochimique du silicium avec le phénomène d'eutrophisation. Pour l'essentiel, la limitation de ce dernier élément (Si) pourrait diminuer l'importance des diatomées dans la population phytoplanctonique et la remplacer par des formes nocives et toxiques telles que les dinoflagellés. Ainsi, les écosystèmes marins touchés par l'enrichissement en éléments nutritifs montrent, dans les ratios d'approvisionnement en ressources, des changements qui peuvent modifier la population microplanctonique.

Oxygène dissous

Le manque d'oxygène peut résulter de la coulée vers le fond et de la décomposition de la matière organique produite en excès en conséquence de l'eutrophisation. Il peut apparaître pour d'autres raisons, notamment des rejets de matières organiques allochtones et la diminution de la ventilation des eaux profondes causée, par exemple, par le changement climatique. Le domaine benthique est donc beaucoup plus sujet aux effets du manque d'oxygène. On peut distinguer divers degrés dans le manque d'oxygène. Les conditions oxygènes ou aérobiques sont celles de l'état d'oxygénation normal (4,5ml/l dans le bassin méditerranéen occidental et 4,2 ml/l dans le bassin méditerranéen oriental). Les conditions sont généralement considérées comme hypoxiques au-dessous de 2ml/l, dénotent des niveaux d'oxygène significativement réduits et causent des dommages importants aux organismes benthiques des couches plus élevées. Les conditions anoxiques ou anaérobiques indiquent une absence totale d'oxygène dissous. La formation de H_2S en conditions anoxiques réduit encore la tolérance de ces espèces capables de survivre à une anoxie temporaire. Le taux d'épuisement de l'oxygène dans les couches inférieures dépend bien entendu dans une large mesure de l'hydrodynamique de la région.

Turbidité

La pénétration de la lumière, qui est une fonction inverse de la turbidité de l'eau, peut aussi être une bonne mesure de l'eutrophisation, sauf près des embouchures où les solides inertes en suspension peuvent être extrêmement abondants. Bien que critiqué parfois en raison de sa simplicité, le disque de Secchi est un outil important dans les études marines sur l'eutrophisation. La détermination de la couleur de l'eau de mer (échelle de Forel, Wernard and van der Woerd, 2010), associée au disque de Secchi, est utile également, constituant ainsi une indication de transparence de l'eau, ce qui contribue à classer l'activité biologique en général. D'autres outils, tels que ceux décrits dans la norme ISO 7027 :1999 - Qualité de l'Eau – Détermination de la Turbidité, peuvent également être utilisés pour mesurer la turbidité.

Macrophytes aquatiques⁶⁹

La présence ou l'absence de macrophytes affecte l'entièreté du biote marin estuarien ou côtier, en raison de la haute productivité combinée à la fonction d'habitat de cette communauté végétale. Le principal avantage de l'utilisation des macrophytes aquatiques dans un plan de surveillance est qu'ils sont organisés en communautés sessiles. Fondamentalement, ces communautés algales vasculaires enracinées ou cramponnées ne sont pas mobiles, de sorte que l'expansion ou la contraction des herbiers marins peut être aisément mesurée et faire office d'indicateur environnemental; la mesure de l'extension de la communauté des macrophytes et de leur densité relative peut être facilement réalisée à distance, comme par exemple, au moyen de la photographie aérienne, si l'eau est claire ou peu profonde. Les prélèvements sont effectués à une fréquence réduite en raison du renouvellement relativement faible de la communauté par rapport à d'autres biotes tels que les invertébrés benthiques ou les poissons. L'identification taxonomique dans une zone donnée est généralement cohérente et simple. L'espèce dominante et sa couverture sont sans aucun doute des informations pertinentes pour l'évaluation de l'état de l'environnement.

Macrozoobenthos⁷⁰

Les macro-invertébrés benthiques constituent des colonies intéressantes pour toutes les évaluations biologiques des masses d'eau, car ils réagissent aux qualités de l'eau, des sédiments et des habitats, ils ne sont pas très mobiles et, par conséquent, intègrent les changements à long terme dans leurs structures et leurs fonctions en tant que communautés. L'endofaune benthique, par nature sédentaire, est donc la plus susceptible de répondre aux impacts environnementaux locaux; elle est sensible aux dérangements de l'habitat de sorte que les communautés réagissent plutôt rapidement aux changements dans la composition et l'abondance des espèces. Chaque espèce de macro-invertébré connaît des étapes délicates dans son cycle de vie, où elle répond aux conditions de stress et intègre les effets des variations environnementales à court terme, alors que la composition de la communauté dépend des conditions environnementales à long terme.

ANNEXE VII

CONTAMINANTS

Méthodes de référence du PNUE pour les contaminants chimiques sélectionnés

Méthodes de référence du PNUE pour les contaminants chimiques sélectionnés

PNUE/FAO/AIEA (1984). Échantillonnage de certains organismes marins et présentation des échantillons pour l'analyse des hydrocarbures chlorés. Méthodes de référence pour les études sur la pollution marine n° 12 Rev.1, 19 p.

PNUE/FAO/AIEA/COI (1984a). Détermination du mercure total dans certains organismes marins par spectrophotométrie d'absorption atomique à vapeur froide. Méthodes de référence pour les études sur la pollution marine n° 8 Rev.1, 17 p.

PNUE/FAO/AIEA/COI (1984b). Détermination de la quantité totale de cadmium, zinc, plomb et cuivre dans certains organismes marins par spectrométrie d'absorption atomique sans flamme. Méthodes de référence pour les études sur la pollution marine n° 11 Rev.1, 21 p.

PNUE/FAO/AIEA/COI (1984c). Échantillonnage de certains organismes marins et préparation des échantillons pour l'analyse des métaux-traces. Méthodes de référence pour les études sur la pollution marine n° 7, Rev.2, 19 p.

PNUE/FAO/IOC/IAEA (1986). Détermination des DDT et des PCB dans certains organismes marins par chromatographie en phase gazeuse sur colonnes à garnissage. Méthodes de référence pour les études sur la pollution marine n° 14, Rev.1, 20 p.

PNUE/FAO/IOC/IAEA (1993). Lignes directrices concernant l'utilisation d'organismes marins pour la surveillance des contaminants chimiques en mer. Méthodes de référence pour les études sur la pollution marine n° 6, 28 p.

PNUE/AIEA (1985a). Détermination du mercure total dans les sédiments marins et les solides en suspension par spectrophotométrie d'absorption atomique à vapeur froide. Méthodes de référence pour les études sur la pollution marine n° 26, 15 p.

PNUE/AIEA (1985b). Détermination de la quantité totale de cadmium dans les sédiments marins par spectrométrie d'absorption atomique sans flamme. Méthodes de référence pour les études sur la pollution marine n° 27, 13 p.

PNUE/AIEA/COI/FAO (1996). Traitement des échantillons pour l'analyse des hydrocarbures chlorés dans le milieu marin. Méthodes de référence pour les études sur la pollution marine n° 71.

PNUE/COI/AIEA (1988). Détermination des DDT et des PCB par chromatographie capillaire en phase gazeuse et avec détecteur à capture d'électrons. Méthodes de référence pour les études sur la pollution marine n° 40, 18 p.

PNUE/COI/AIEA (1992). Surveillance des hydrocarbures pétroliers dans les sédiments. Méthodes de référence pour les études sur la pollution marine n° 20, 72 p.

PNUE/COI/AIEA (1995). Manuel sur l'analyse géochimique des sédiments marins et les particules en suspension. Méthodes de référence pour les études sur la pollution marine n° 63, 74 p.

PNUE/COI/AIEA/FAO (1989). Programmes de surveillance continue des contaminants utilisant des organismes marins: Assurance de la qualité et des bonnes pratiques de laboratoire. Méthodes de référence pour les études sur la pollution marine n° 57, 23 p.

PNUE(DEPI)/MED WG.365/Inf.9. (2011). Manuel sur l'échantillonnage et l'analyse des sédiments.

ANNEXE VIII

DÉCHETS MARINS
Liste maitresse des catégories

10.1. – Liste maitresse TSG-ML des catégories de déchets⁷¹

Liste maitresse des catégories de déchets										
TSG_ML General- Code	Code OSPAR	Code PNUE	Nom général	Niveau 1 – Matériaux	Centre	Plage	Fond marin	Flottant	Biote	Micro
G1	1	PL05	Porte-canettes/carcans	Matériaux en polymère artificiel	x	x				
G2		PL07	Sacs	Matériaux en polymère artificiel	x		x	x		
G3	2	PL07	Sacs de cours, y compris morceaux	Matériaux en polymère artificiel		x				
G4	3	PL07	Petits sacs en plastique, par ex. sacs à congélation, y compris morceaux.	Matériaux en polymère artificiel		x				
G5	112		Sac en plastique rôle collectif ; ce qui reste des sacs à déchirer	Matériaux en polymère artificiel		x				
G6	4	PL02	Bouteilles	Matériaux en polymère artificiel	x		x	x		
G7	4	PL02	Bouteilles de boissons <=0.5l	Matériaux en polymère artificiel		x				
G8	4	PL02	Bouteilles de boissons >0.5l	Matériaux en polymère artificiel		x				
G9	5	PL02	Flacon & récipients de nettoyage	Matériaux en polymère artificiel	x	x				
G10	6	PL06	Récipients alimentaires, y compris de fast-food	Matériaux en polymère artificiel	x	x	x			
G11	7	PL02	Bouteilles et tubes utilisés sur la plage par ex. crèmes solaires.	Matériaux en polymère artificiel		x				
G12	7	PL02	Autres bouteilles et récipients cosmétiques	Matériaux en polymère artificiel	x	x				
G13	12	PL02	Autres bouteilles et récipients (cartouches)	Matériaux en polymère artificiel	x	x				

G14	8		Bouteilles et récipients d'huile de moteur <50 cm	Matériaux en polymère artificiel		x				
G15	9	PL03	Bouteilles et récipients d'huile de moteur >50 cm	Matériaux en polymère artificiel		x				
G16	10	PL03	Jerrycans (récipients en plastique avec poignée)	Matériaux en polymère artificiel		x				
G17	11		Conteneurs avec injection	Matériaux en polymère artificiel		x				
G18	13	PL13	Caisses et conteneurs/paniers	Matériaux en polymère artificiel		x	x	x		
G19	14		Pièces automobiles	Matériaux en polymère artificiel		x				
G20		PL01	Bouchons et couvercles en plastique	Matériaux en polymère artificiel			x			
G21	15	PL01	Bouchons et couvercles en plastique pour boissons	Matériaux en polymère artificiel		x				
G22	15	PL01	Bouchons et couvercles en plastique pour détergents chimiques (non-alimentaire)	Matériaux en polymère artificiel	x	x				
G23	15	PL01	Bouchons et couvercles en plastique non identifiés	Matériaux en polymère artificiel		x				
G24	15	PL01	Bagues d'étanchéité de bouchons et couvercles de bouteilles	Matériaux en polymère artificiel		x				
G25			Pochettes de tabac/ cartouches/paquets de cigarette en plastique	Matériaux en polymère artificiel		x				
G26	16	PL10	Briquets	Matériaux en polymère artificiel	x	x				
G27	64	PL11	Mégots et filtres	Matériaux en polymère artificiel		x	x			
G28	17		Stylos et capuchons	Matériaux en polymère artificiel		x				
G29	18		Peignes/brosses à cheveux/lunettes de soleil	Matériaux en polymère artificiel		x				
G30	19		Paquet de chips/emballage bonbons	Matériaux en polymère artificiel		x				

G31	19		Bâtonnets de sucettes sticks	Matériaux en polymère artificiel		x				
G32	20	PL08	Jouets etc.	Matériaux en polymère artificiel	x	x				
G33	21	PL06	Tasses et couvercles	Matériaux en polymère artificiel	x	x				
G34	22	PL04	Couverts et plateaux	Matériaux en polymère artificiel		x				
G35	22	PL04	Pailles et agitateurs	Matériaux en polymère artificiel		x				
G36	23		Sacs d'engrais/de nourriture pour animaux	Matériaux en polymère artificiel		x				
G37	24	PL15	Filets à fruits et légumes	Matériaux en polymère artificiel		x				
G38			Couverture/ emballage	Matériaux en polymère artificiel				x		
G39		PL09	Gants	Matériaux en polymère artificiel			x	x		
G40	25	PL09	Gants (vaisselle)	Matériaux en polymère artificiel	x	x				
G41	113	RB03	Gants (gants en caoutchouc industriels/professionnels)	Matériaux en polymère artificiel	x	x				
G42	26	PL17	Pots et couvercles crabe/homard	Matériaux en polymère artificiel		x				
G43	114		Balises/étiquettes (pêche et industrie)	Matériaux en polymère artificiel		x				
G44	27	PL17	Cage à poulpe	Matériaux en polymère artificiel		x				
G45	28	PL15	Filets de moules/huitres	Matériaux en polymère artificiel		x				
G46	29		Paniers à huitres (ronds, de culture)	Matériaux en polymère artificiel		x				
G47	30		Bâches en plastique de la culture de moules (tahitiens)	Matériaux en polymère artificiel		x				
G48			Corde synthétique	Matériaux en polymère artificiel			x	x		

G49	31	PL19	Corde (diamètre supérieur à 1cm)	Matériaux en polymère artificiel	x	x				
G50	32	PL19	Ficelle et corde (diamètre inférieur à 1cm)	Matériaux en polymère artificiel	x	x				
G51		PL20	Filet de pêche	Matériaux en polymère artificiel			x	x		
G52		PL20	Filets et morceaux de filets	Matériaux en polymère artificiel	x	x				
G53	115	PL20	Filets et morceaux de filets < 50 cm	Matériaux en polymère artificiel		x				
G54	116	PL20	Filets et morceaux de filets > 50 cm	Matériaux en polymère artificiel		x				
G55		PL18	Ligne de pêche (emmêlée)	Matériaux en polymère artificiel			x			
G56	33	PL20	Filets/cordes emmêlés	Matériaux en polymère artificiel		x				
G57	34	PL17	Caisse de poissons-plastique	Matériaux en polymère artificiel		x		x		
G58	34	PL17	Caisse de poissons – polystyrène expansé	Matériaux en polymère artificiel		x		x		
G59	35	PL18	Ligne de pêche/Fishing line/mono-filament (prise)	Matériaux en polymère artificiel	x	x	x			
G60	36	PL17	Bâton lumineux (tubes avec liquide) y compris emballage	Matériaux en polymère artificiel		x				
G61			Autre matériel de pêche	Matériaux en polymère artificiel			x			
G62	37	PL14	Flotteurs pour filets de pêche	Matériaux en polymère artificiel	x	x				
G63	37	PL14	Bouées	Matériaux en polymère artificiel		x		x		
G64			Défenses	Matériaux en polymère artificiel		x				
G65	38	PL03	Seaux	Matériaux en polymère artificiel		x				
G66	39	PL21	Bandes de cerclage	Matériaux en polymère artificiel	x	x	x			

G67	40	PL16	Bâches, emballages industriels, bâches en plastique	Matériaux en polymère artificiel		x	x	x		
G68	41	PL22	Fibre de verre/fragments	Matériaux en polymère artificiel		x				
G69	42		Casques de protection/casques	Matériaux en polymère artificiel		x				
G70	43		Cartouches de fusils	Matériaux en polymère artificiel		x				
G71	44	CL01	Chaussures/sandales	Matériaux en polymère artificiel		x				
G72			Cônes de circulation	Matériaux en polymère artificiel		x				
G73	45	FP01	Eponge mousse	Matériaux en polymère artificiel		x				
G74			Emballage/isolation/polyuréthane /mousse	Matériaux en polymère artificiel				x		
G75	117		Morceaux de plastique/ polystyrène 0 - 2.5 cm	Matériaux en polymère artificiel		x				
G76	46		Morceaux de plastique/ polystyrène 2.5 cm > < 50cm	Matériaux en polymère artificiel		x				
G77	47		Morceaux de plastique/ polystyrène > 50 cm	Matériaux en polymère artificiel		x				
G78			Morceaux de plastique 0 - 2.5 cm	Matériaux en polymère artificiel		x				
G79			Morceaux de plastique 2.5 cm > < 50cm	Matériaux en polymère artificiel		x		x		
G80			Morceaux de plastique > 50 cm	Matériaux en polymère artificiel		x		x		
G81			Morceaux de polystyrène 0 - 2.5 cm	Matériaux en polymère artificiel		x				
G82			Morceaux de polystyrène 2.5 cm > < 50cm	Matériaux en polymère artificiel		x		x		
G83			Morceaux de polystyrène > 50 cm	Matériaux en polymère artificiel		x		x		
G84			CD, boîte CD-	Matériaux en polymère artificiel		x				

G85			Emballage sel	Matériaux en polymère artificiel		x				
G86			palmes (pour plongée)	Matériaux en polymère artificiel		x				
G87			Ruban adhésif	Matériaux en polymère artificiel		x				
G88			Telephone (y compris pièces)	Matériaux en polymère artificiel		x				
G89			Déchets plastiques de construction	Matériaux en polymère artificiel		x				
G90			Pots de fleurs en plastique	Matériaux en polymère artificiel		x				
G91			Conteneur de biomasse des usines de traitement des eaux usées	Matériaux en polymère artificiel		x				
G92			Conteneurs/emballages d'appâts	Matériaux en polymère artificiel		x				
G93			Attaches de cables	Matériaux en polymère artificiel		x	x			
G94			Nappes	Matériaux en polymère artificiel				x		
G95	98	OT02	Cotton-tiges	Matériaux en polymère artificiel	x	x	x			
G96	99	OT02	Serviettes hygiéniques/protège-slip/bandes	Matériaux en polymère artificiel		x	x			
G97	101	OT02	Diffuseurs WC	Matériaux en polymère artificiel		x				
G98		OT02	Couches	Matériaux en polymère artificiel		x	x			
G99	104	PL12	Seringues/aiguilles	Matériaux en polymère artificiel		x	x			
G100	103		Récipients/tubes médicaux/parmacéutiques /	Matériaux en polymère artificiel		x				
G101	121		Sac avec excrément de chien	Matériaux en polymère artificiel	x	x				
G102		RB02	Tongs	Matériaux en polymère artificiel		x				

G103		Fragments plats arrondis <5mm	Matériaux en polymère artificiel						x
G104		Fragments plats subarrondis <5mm	Matériaux en polymère artificiel						x
G105		Fragments plats subangulaires <5mm	Matériaux en polymère artificiel						x
G106		Fragments plats angulaires <5mm	Matériaux en polymère artificiel						x
G107		Pastilles cylindriques <5mm	Matériaux en polymère artificiel						x
G108		Rondelles <5mm	Matériaux en polymère artificiel						x
G109		Granulés plats <5mm	Matériaux en polymère artificiel						x
G110		Granulés ovoïdes <5mm	Matériaux en polymère artificiel						x
G111		Granulés sphéroïdes <5mm	Matériaux en polymère artificiel						x
G112	PL23	Granulés industriels	Matériaux en polymère artificiel	x				x	
G113		Filament <5mm	Matériaux en polymère artificiel						x
G114		Films <5mm	Matériaux en polymère artificiel						x
G115		Mousse plastique <5mm	Matériaux en polymère artificiel						x
G116		Granulés <5mm	Matériaux en polymère artificiel						x
G117		Styrofoam (mousse de polystyrène) <5mm	Matériaux en polymère artificiel						x
G118		Petites sphères industrielles (<5mm)	Matériaux en polymère artificiel					x	
G119		Plastique bâche (>1mm)	Matériaux en polymère artificiel					x	
G120		Plastique en filament (>1mm)	Matériaux en polymère artificiel					x	

G121			Plastique-mousse (>1mm)	Matériaux en polymère artificiel					x	
G122			Fragments de plastique (>1mm)	Matériaux en polymère artificiel					x	
G123			Granulés de polyuréthane <5mm	Matériaux en polymère artificiel				x		
G124	48	PL24	Autres plastiques/objets en polystyrène (identifiables)	Matériaux en polymère artificiel		x	x	x		
G125	49	RB01	Ballons et bâtonnets de ballons	Caoutchouc	x	x	x	x		
G126		RB01	Balles	Caoutchouc		x		x		
G127	50		Bottes en caoutchouc	Caoutchouc		x	x	x		
G128	52	RB04	Pneus et ceintures	Caoutchouc	x	x	x	x		
G129		RB05	Tubes intérieurs et feuilles de caoutchouc	Caoutchouc		x				
G130			Roues	Caoutchouc	x	x				
G131		RB06	Bandes élastiques (petites, pour la cuisine/foyer-	Caoutchouc		x				
G132			Bobbines (pêche)	Caoutchouc		x	x			
G133	97	RB07	Préservatifs (y compris emballage)	Caoutchouc		x	x			
G134	53	RB08	Autres morceaux de caoutchouc	Caoutchouc		x	x	x		
G135		CL01	Vêtements (vêtements, chaussures)	Tissu/textile				x		
G136		CL01	Chaussures	Tissu/textile			x			
G137	54	CL01	Vêtements / Chiffons (vêtement/chapeaux/serviettes)	Tissu/textile	x	x	x			
G138	57	CL01	Chaussures et sandales (par ex. cuir,tissu)	Tissu/textile		x				

G139		CL02	Sac à dos & sacs	Tissu/textile		x				
G140	56	CL03	Sac (jute)	Tissu/textile		x				
G141	55	CL05	Tapis& meuble	Tissu/textile		x	x	x		
G142		CL04	Corde, ficelle et filets	Tissu/textile		x	x	x		
G143		CL03	Voiles, canvas	Tissu/textile		x		x		
G144	100	OT02	Tampons et applicateurs	Tissu/textile	x	x				
G145	59	CL06	Autres textiles textiles (y compris chiffons)	Tissu/textile		x	x	x		
G146			Papier/Carton	Papier/Carton			x			
G147	60		Sacs en papier	Papier/Carton		x				
G148	61	PC02	Carton (boîtes & fragments)	Papier/Carton	x	x	x	x		
G149		PC03	Emballage papier	Papier/Carton				x		
G150	118	PC03	Brique/Tetrapack de lait	Papier/Carton	x	x				
G151	62	PC03	Cartons/Tetrapack (autres)	Papier/Carton	x	x				
G152	63	PC03	Paquets de cigarette	Papier/Carton		x				
G153	65	PC03	Tasses, plateaux pour repas, emballage alimentaire, contenants boisson	Papier/Carton	x	x				
G154	66	PC01	Journaux & magazines	Papier/Carton		x		x		
G155		PC04	Tubes pour feux d'artifice	Papier/Carton		x				
G156			Fragments de papier	Papier/Carton		x				

G157			Papier	Papier/Carton					x	
G158	67	PC05	Autres articles en papier	Papier/Carton		x	x	x		
G159	68	WD01	Bouchons	Bois traité/travaillé		x				
G160	69	WD04	Palettes	Bois traité/travaillé	x	x	x	x		
G161	69	WD04	Bois traité	Bois traité/travaillé		x				
G162	70	WD04	Caisses	Bois traité/travaillé	x	x		x		
G163	71	WD02	Caisses crabe/homard	Bois traité/travaillé		x				
G164	119		Caisse de poisson	Bois traité/travaillé	x	x				
G165	72	WD03	Bâtonnets de glace, fourchettes, baguettes, cure-dents	Bois traité/travaillé	x	x				
G166	73		Pinceaux	Bois traité/travaillé		x				
G167		WD05	Allumettes et feux d'artifice	Bois traité/travaillé		x				
G168			Planches en bois	Bois traité/travaillé				x		
G169			Poutres / bois d'arrimage	Bois traité/travaillé				x		
G170			Bois (traité)	Bois traité/travaillé			x			
G171	74	WD06	Autre bois < 50 cm	Bois traité/travaillé		x				
G172	75	WD06	Autre bois > 50 cm	Bois traité/travaillé		x				
G173		WD06	Autre (rréciser)	Bois traité/travaillé	x		x	x		
G174	76		Bombes aérosol industrie	Métal	x	x				

G175	78	ME03	Canettes (boissons)	Métal	x	x	x	x		
G176	82	ME04	Boites (nourriture)	Métal	x	x	x			
G177	81	ME06	Foil wrappers, aluminium foil	Métal		x				
G178	77	ME02	Capsule, bouchon, tirettes	Métal	x	x				
G179	120		Barbecues jetables	Métal		x				
G180	79	ME10	Appareils électroménagers (réfrigérateurs, lave-linge, etc.)	Métal		x	x			
G181		ME01	Vaisselle (assiettes, tasses, couverts),	Métal		x				
G182	80	ME07	Objets de pêche (poids, plombs, appâts, hameçons)	Métal		x	x	x		
G183		ME07	Reste de hameçons	Métal					x	
G184	87	ME07	Pots homards/crabes	Métal	x	x				
G185			Récipients de taille moyenne	Métal			x			
G186	83	ME10	Déchets industriels	Métal		x				
G187	84	ME05	Tambours, par ex. huile	Métal		x	x			
G188		ME04	Autres canettes (< 4 L)	Métal		x				
G189		ME05	Bouteilles de gaz, tambours & seaux (> 4 L)	Métal		x				
G190	86	ME05	Pots de peinture	Métal		x				
G191	88	ME09	Cable, maillage métallique, barbelés	Métal		x		x		
G192		ME05	Barils	Métal				x		

G193			Pièces automobiles/batteries	Métal		x	x			
G194			Cables	Métal		x	x			
G195		OT04	Piles domestiques	Métal		x				
G196			Larges objets métalliques	Métal			x			
G197			Autre (métal)	Métal			x	x		
G198	89	ME10	Autres pièces métalliques < 50 cm	Métal		x				
G199	90	ME10	Autres pièces métalliques > 50 cm	Métal		x				
G200	91	GC02	Bouteilles y compris morceaux	Verre/Céramique	x	x	x			
G201		GC02	Bocaux y compris morceaux	Verre/Céramique		x	x			
G202	92	GC04	Ampoules	Verre/Céramique	x	x				
G203		GC03	Vaisselle (assiettes et tasses)	Verre/Céramique		x				
G204	94	GC01	Matériel de construction (briques, ciment, tuyaux)	Verre/Céramique		x				
G205	92	GC05	Lampes fluorescentes	Verre/Céramique	x	x				
G206		GC06	Balises en verre	Verre/Céramique		x				
G207	95		Pots poulpe	Verre/Céramique		x				
G208		GC07	Fragments de verre ou céramique >2.5cm	Verre/Céramique		x	x			
G209			Larges objets en verre (préciser)	Verre/Céramique			x			
G210	96	GC08	Autres objets en verre	Verre/Céramique	x	x	x			

G211	105	OT05	Autres articles médicaux (prélèvements, bandages, sparadrap, etc.)	Non identifié		x				
G212			Poussier/charbon						x	
G213	181, 109, 110	OT01	Paraffine/Cire	Produits chimiques		x			x	
G214			Pétrole/goudron	Produits chimiques					x	
G215			Déchets alimentaires (ordures ménagères)	Déchets alimentaires					x	
G216			Déchets divers (bois travaillé, éléments métalliques)	Non défini					x	
G217			Autres (verre, métal, goudron) <5mm	Non identifié						x

ANNEXE IX

DECHETS MARINS

Catégories et sous-catégories de déchets sur le fond marin

10.2. - Catégories et sous-catégories de déchets sur le fond marin

Annexe XII

10.2. – Catégories et sous-catégories de déchets sur le fond marin

Catégories de déchets tirés du document MEDITS pour les déchets en Méditerranée et en mer Noire

A. Plastique	B. Caoutchouc	C. Métaux	D: Verre/ Céramique	E. textiles /Fibres naturelles	F. Bois (traité)	G. Papier / Carton	H. Autres (préciser)	I. Non précisé
A1.Sacs	B1. Pneus	C1. Canettes	D1. Bouteilles	E1. Vêtements (vêtements/chaussures,)				
A2. Bouteilles	B2. Autres (gants, chaussures) ,	C2. Autres boites boites de consERVE/emballage	D2. Morceaux de verre	E2. Gros morceaux (tapis, etc)				
A3. Emballages alimentaire		C3. Récipients de taille moyenne	D3. Bocaux en céramique	E3. Cordes naturelles				
A4. Bâches		C4. Grandes objets métalliques	D4. Large objets (préciser)					
A5. Autres objets en plastique		C5. Câbles						
A6. Filets de pêche		C6. Lié à la pêche						
A7. Lignes de pêche								
A8. Autres liés à la pêche								
A9. Cordes/sangles/								
A10. Hygiène (couches, etc.)								

Catégorie de taille

A: <5*5 cm= 25 cm²

B: <10*10 cm= 100 cm²

C: <20*20 cm= 400 cm²

D: <50*50 cm= 2500 cm²

E: <100*100 cm= 10000 cm²= 1 m²

F: >100*100 cm = 10000 cm²= 1 m²

10.3. - Catégories pour les contenus du système digestif (œsophage, estomac(s) intestin) dans le biote

BIOTA categories for contents of digestive tract <i>(oesophagus, stomach(s), intestine)</i>			
PLA	PLASTIC	acronym	all plastic or synthetic items: note number of particles and dry mass for each category
IND	pellets	ind	industrial plastic granules (usually cylindrical but also oval spherical or cubical shapes exist
	probab ind?	pin	suspected industrial, used for the tiny spheres (glassy, milky, ...) occasionally encountered
USE	sheet	she	remains of sheet, eg from bag, cling-foil, agricultural sheets, rubbish bags etc
	thread	thr	threadlike materials, eg pieces of nylon wire, net-fragments, woven clothing; includes 'balls' of compacted such material
	foam	foam	all foamed plastics so polystyrene foam, foamed soft rubber (as in matras filling), PUR used in construction etc
	fragments	frag	fragments, broken pieces of thicker type plastics, can be bit flexible, but not like sheetlike materials
	other	Poth	any other, incl elastics, dense rubber, sigarette-filters, balloon-pieces, softairgun bullets; objects etc. DESCRIBE!!
RUB	OTHER RUBBISH	acronym	any other non synthetic consumer wastess: note number of particles and (in principle) dry mass for each category
RUB	paper	pap	newspaper, packaging, cardboard, includes multilayerd material (eg Tetrapack pieces) and aluminium foil
	kitchenfood	kit	human food remains (galley wastes) like onion, beans, chickenbones, bacon, seeds of tomatoes, grapes, peppers, melon etc
	other user	rva	other consumer waste, like processed wood, pieces of metal, metal air-gun bulletes; leadshot, painchips. DESCRIBE
	FISHHOOK	hoo	fishing hook remains (NOT FOR HOOKS ON WHICH LONGLINE VICTIMS WERE CAUGHT - THOSE UNDER NOTES)
POL	POLLUTANTS (INDUS/CHEM WASTE)	acronym	other non synthetic industrial or shipping wastes (number of items and mass per category (wet for paraffin)
POL	slag/coal	sla	industrial oven slags ('looks like non-natural pumice) or coal remains
	oil/tar	tar	lumps of oil or tar (also not n=1 and g=0.0001g if other particles smeared with tar but cannot be sampled separately)
	paraf/chem	che	lumps or mash of unclear paraffin, wax like substances (NOT stomach oil!) if needed subsample and estimate mass
	featherlump	rva	lump of feathers from excessive preening of fouled feathers (n=1 with drymass) (NOT for few normal own feathers)
FOO	NATURAL FOOD	foo	various categories, depends on the species studied, and aims of study
NFO	NATURAL NON FOOD	nfo	anything natural, but which can not be considered as normal nutritious FOOD for the individual

10.4. Fiche de données de la nécropsie d'une tortue marine

Données d'identification	
Espèces, numéro de l'étiquette/puce	
Date de la constatation	
Circonstances (échouée, interaction avec une activité humaine, matériel précis en cas d'interaction avec les activités de pêche, morte dans un centre de sauvetage)	
Date d'autopsie (avant ou après congélation, si congelée, indiquer à quelle température)	
État trophique Atrophie des muscles pectoraux (aucune, modérée, importante) épaisseur du gras dans les cavités articulaires et sur la membrane coelomique (abondante, normale, faible, aucune)	
État frais/en décomposition (catégories à expliquer)	
Date de la mort de la tortue	
Cause de la mort, si déterminée	
Lieu	
Coordonnées	
Numéro d'identification (code) (code international CITES)	
Informations personnelles du localisateur (nom, numéro de téléphone, courriel)	

Mesures	Unité (cm)
Longueur courbe de carapace (CCL)	
Largeur courbe de carapace (CCW)	
Longueur de plastron (CPL)	
Largeur de plastron (CPW)	

Observation externe	Commentaires	Photo (le cas échéant)
Tête		
NagOEire		
Carapace		
Plastron		
Queue		
Maturité sexuelle		
Lésions squelettiques		
Corps étrangers		
Cause de la mort		
Autre		

Tube digestif	Observations/commentaires	Photo (le cas échéant)
Œsophage		
Estomac		
Intestin		

10.5. – Fiche de données pour l'enregistrement de déchets individuels ingérés par les tortues marines

Œsophage, estomac ou intestin						
Type de déchets	Présence oui/non	Abondance (nombre)	Volume (ml H₂O)	Couleur (nombre)	Poids sec (g)	Abondance de microdéchets (nombre de déchets <5mm)
IND ind						
IND Pind						
USE she						
USE thr						
USE foa						
USE fra						
USE Poth						
RUB pap						
RUB kit						
RUB rva						
RUB hoo						
POL sla						
POL tar						
POL che						
FOO						
NFO						

ANNEXE X
ALTERNATIVES DE SURVEILLANCE

Alternatives de surveillance qui pourraient être utiles pour l'échelle spatiale pertinente à l'ECAP PAM (tel qu'adapté à partir de Zampoukas et al., 2012)

1. Points d'ancrage et bouées

Les bouées captives et dérivantes ont été utilisées depuis longtemps dans les sciences océanographiques et côtières, mesurant un large éventail d'importantes variables physiques, chimiques et biologiques telles que la salinité, la température, la turbidité, l'oxygène dissout, les métaux traces, la pCO₂ et autres, selon le nombre d'instruments qu'elles peuvent gérer.

Les données peuvent être mesurées à haute fréquence sur des sites stratégiques et à différentes profondeurs grâce à un équipement de profilage sophistiqué. Les données sont ensuite transmises en temps réel à des observatoires terrestres au moyen de satellites de communication. L'efficacité des bouées a considérablement augmenté grâce aux avancées de la technologie, y compris les batteries solaires de stockage, les contrôleurs de stockage de données, les revêtements antisalissures écologiques. Le réseau de bouées ARGOS fournit des données des bouées qui sont périodiquement plongées en profondeur et qui transmettent des données lorsqu'elles reviennent à la surface.

Une couverture spatiale offshore est fournie. Des visites périodiques de maintenance et de nettoyage des instruments sont requises. Elle fournit des mesures ponctuelles de la colonne d'eau.

2. Navires occasionnels / Système FerryBox

L'utilisation de navires marchands bénévoles pour collecter des données océanographiques peut s'avérer une composante rentable importante de tout programme de surveillance. Comme pour les points d'ancrage, les navires occasionnels peuvent être équipés de divers instruments afin de collecter les données liées à l'océanographie physique, chimique et biologique. Solution alternative à des navires de recherche chers et requérant beaucoup de temps, la flotte marchande, en particulier les ferries, offrent une fréquence régulière d'échantillonnage dans un vaste éventail de types d'eaux. Le système dit FerryBox est composé d'un système automatique continu pompant l'eau de mer sur le côté du bateau et la propulsant dans un circuit interne à vitesse constante afin d'effectuer les différentes mesures. La communauté FerryBox s'accroît sans cesse. Pour plus de détails concernant le système et les sociétés exploitantes, voir : <http://www.ferrybox.org>.

Une couverture spatiale offshore est fournie. Mesures *transect* à un niveau de profondeur (surface ou sous la surface), utilisation de navires de pêche pour l'échantillonnage.

3. Enregistreur continu de plancton (CPR)

Le CPR est un instrument pour l'échantillonnage du plancton conçu pour être trainé par les bateaux. Le CPR est trainé à une profondeur d'environ 10 mètres. L'eau passe à travers le CPR et le plancton est filtré dans une bande de soie se déplaçant lentement. Dans le laboratoire, les échantillons CPR sont analysés de deux manières. L'Indice de coloration du phytoplancton (PCI), une estimation semi-quantitative de la biomasse phytoplanctonique est déterminée pour chaque échantillon. Ensuite, une analyse microscopique est effectuée pour chaque échantillon et les taxons de phytoplancton et de zooplancton sont identifiés et comptés. Le CPR peut réaliser des prélèvements dans des zones plus larges que les autres dispositifs de phytoplancton et zooplancton comme les bouteilles et les filets. Les données sur la biomasse nécessaires pour de nombreux indicateurs peuvent facilement être prélevées tandis que l'identification taxinomique nécessaire pour d'autres indicateurs nécessite les mêmes compétences et ressources humaines que les autres méthodes d'échantillonnage.

Le CPR a également été utilisé pour surveiller les microdéchets dans la colonne d'eau. Cependant, les échantillons CPR sont prélevés à environ 10 m de profondeur et ne prélèveront ainsi pas de morceaux flottants.

Une couverture spatiale offshore est fournie. Le dispositif doit être trainé par un navire particulier à une vitesse spécifique.

4. Vidéo et imagerie sous-marines

La vidéo peut être utilisée pour prendre des images à la fois du fond de la mer et de la colonne d'eau. Les caméras vidéo peuvent être attachées à des navires océanographiques ainsi qu'à d'autres navires (ferry, navires de pêche, navires occasionnels). Selon la qualité des images enregistrées, ces dernières peuvent fournir des informations sur la structure du fond marin, la composition et l'abondance de biote benthique macroscopique et la composition et l'abondance de biote pélagique macroscopique. Les objets non vivants peuvent également être enregistrés. La technique obtient de bons résultats en termes de résolution et de contenu d'information, mais pas en ce qui concerne la charge de travail et la couverture de grandes surfaces.

Une couverture spatiale offshore est fournie. Cette technique est mieux adaptée aux habitats et au biote benthiques. La résolution taxonomique n'est pas toujours comparable à celle obtenue au moyen des instruments traditionnels (par ex. bennes et carottiers), applicables aux enquêtes sur les déchets marins y compris la technologie d'acquisition et de reconnaissance d'images.

4.1. Acoustique dans l'eau

L'hydroacoustique (sondage acoustique ou sonar) est communément utilisée pour la détection, l'évaluation et la surveillance des caractéristiques physiques et biologiques sous-marines. La transmission très efficace du son dans l'eau fait de cette technique de télédétection un instrument hautement efficace dans la plupart des écosystèmes aquatiques et dans de multiples conditions environnementales, fournissant de ce fait un complément utile aux techniques d'échantillonnage fondé sur la capture.

Les sonars peuvent être utilisés pour la détection des populations animales et de plantes et fournir des informations sur leur abondance, taille, comportement et distribution. Elles sont déjà couramment utilisées dans l'environnement marin à la fois par les pêcheurs et les scientifiques spécialisés dans la pêche pour l'étude des populations de poissons. Les enquêtes hydroacoustiques sont des méthodes non intrusives pour la quantification de l'abondance et de la distribution des poissons. Les avancées dans la technologie acoustique et en particulier les logiciels d'analyse des données ont renforcé cette méthode ces dernières années. Même s'il existe des limitations en termes d'identification des espèces, les relevés acoustiques utilisés en conjonction avec d'autres méthodes ou tant que mesure relative, fournissent une métrique quantifiable au fil des ans.

La validation doit avoir lieu de manière simultanée par le biais de l'utilisation d'images sonar de haute résolution, de caméras sous-marines et autres méthodes.

Les sonars sont également utilisés pour la cartographie des habitats (principalement la profondeur, la rugosité et dureté du fond reflétant les différences dans les types de substrats). Plus récemment, la combinaison de différentes méthodes hydroacoustiques (à savoir échosondeur à simple faisceau, sonar à multiples faisceaux et sonar à balayage latéral) permet la classification spatiale du fond marin et de sa biote. Les images 3D en résultant sont de la même qualité et précision que celles du domaine de la biomédecine.

L'enregistrement de sons produits par les animaux marins (principalement les mammifères) peut éventuellement fournir des informations concernant leur abondance, leurs mouvements et l'emplacement de leurs habitats. Un projet lié est en cours en Catalogne, Espagne : <http://listentothedeep.com/>.

Des relevés hydrographiques utilisent des systèmes de sonar à balayage latéral pour la reconnaissance et la détection des objets. Le sonar à balayage latéral est utilisé, en général, avec un système de sonar à simple faisceau ou multifaisceaux pour répondre à l'ensemble des spécificités de couverture du fond. Les unités de terrain peuvent utiliser des modèles différents du sonar à balayage latéral dans le cadre de configurations remorquées ou installées sur la coque pour les opérations de relevés hydrographiques. En outre, les systèmes d'échosondeurs multifaisceaux peuvent être utilisés par les unités hydrographiques pour acquérir une couverture bathymétrique du fond complète ou partielle dans l'aire recensée, et ce pour déterminer les profondeurs les moins basses par rapport aux éléments critiques, tels les épaves, les obstructions et les dangers à la navigation,

et pour une détection générale d'objets. Les unités de terrain peuvent recourir à différents modèles de systèmes multifaisceaux de type andain, installés sur la coque ou sur le poteau, pour les opérations de relevés hydrographiques.

Une couverture spatiale offshore est fournie. L'identification taxinomique n'est pas toujours au niveau des espèces.

4.2. LIDAR

“Light Detection And Ranging” ou LIDAR (Détection et localisation par la lumière) est une méthode utilisée, entre autres, dans les relevés hydrographiques pour mesurer la distance ou la profondeur en analysant les pulsions de la lumière laser réflétee par un objet. Ces systèmes de relevés sont, en général, montés sur aéronefs et apportent une couverture sans faille entre la terre et la mer.

Le LIDAR bathymétrique est utilisé pour déterminer la profondeur de l'eau. Les systèmes de LIDAR bathymétrique utilisent les pulsations de laser reçues à deux fréquences. La profondeur de l'eau est déterminée par la mesure du laps de temps s'écoulant entre la transmission d'une pulsation et son signal de retour détectant le fond marin. Une pulsation infrarouge à une fréquence plus basse est réflétee à la surface de la mer alors qu'un laser vert à une fréquence plus élevée pénètre à travers la colonne de l'eau et reflète le fond. Les analyses de ces deux pulsations distinctes sont utilisées pour déterminer la profondeur de l'eau et l'élévation du littoral. En fonction de la clarté de l'eau, ces systèmes peuvent atteindre des profondeurs de 50 mètres.

Le LIDAR bathymétrique est utilisé pour acquérir des données dans des zones ayant des littoraux complexes et rudes. Les navires de surface sont souvent incapables d'opérer d'une manière efficace ou sûre dans ces zones-là, en raison des rochers, du varech ou des vagues déferlantes.

4.3. Télédétection

L'observation de la Terre (OT) par satellite fournit des informations à une fréquence élevée, à comparer avec les systèmes d'observation traditionnels, sur des zones importantes et éloignées des zones marines et côtières de manière très rentable, où uniquement quelques observations peuvent être effectuées au moyen des méthodes traditionnelles faisant usage des navires océanographiques. Les méthodes de télédétection par satellite confèrent également des méthodologies tout en tenant compte de la variabilité régionale et locale à une fréquence presque compatible avec la dynamique des processus marins et côtiers. De telles observations synoptiques ont grandement contribué à la surveillance de l'état du milieu marin en termes de propriétés physiques et biologiques et sont de plus en plus utilisées pour favoriser la gestion durable des ressources marines et côtières, y compris les pêches.

Les senseurs optiques à bord de satellites (par ex. MERIS sur ENVISAT : <http://envisat.esa.int/instruments/meris>) concernent la « couleur » de la surface de la mer, qui varie selon la concentration et la composition d'un large éventail de matières vivantes et non vivantes en suspension. La concentration en chlorophylle est un indice important : un pigment omniprésent dans toutes les espèces de phytoplancton est communément utilisé en tant qu'indice de la biomasse phytoplanctonique. D'autres produits d'intérêt composent la quantité totale de particules en suspension, les fractions pigmentées de matières organiques dissoutes, ainsi que certaines indications de groupes fonctionnels de phytoplancton. Les données sont accessibles gratuitement par le biais des agences spatiales ou des sites Internet spécifiques tels que le Système d'information sur l'environnement marin du Centre commun de recherche (<http://emis.jrc.ec.europa.eu>).

Les changements physiques des écosystèmes côtiers et les habitats en particulier peuvent être étudiés par l'utilisation d'images satellites ou de la photographie aérienne. Pour les changements d'utilisation des sols, la dynamique des sédiments et autres, l'utilisation des ensembles de données sur la couverture des sols CORINE est disponible pour des séries chronologiques spécifiques permettant par exemple de suivre des tendances. Les

produits de couverture des sols sont créés par GlobCorine ou autres, par ex. les données multispectrales, suivant les catégories discrètes de couverture des sols Corine correspondant à la Directive INSPIRE.

Une couverture spatiale offshore est fournie. Des senseurs optiques et thermiques passifs sont d'usage limité en cas de couverture nuageuse et d'angle solaire faible. La résolution taxinomique est restreinte aux groupes fonctionnels de phytoplancton.

4.4. Véhicules sous-marins autonomes (AUV) et planeurs sous-marins

Le développement de la technologie AUV pour les études marines et côtières s'est considérablement accéléré au cours de la dernière décennie comme alternative aux navires de recherches coûteux et nécessitant une logistique importante. Les AUV sont des dispositifs en forme de torpille se déplaçant librement et pilotés à distance depuis la surface, dans la zone du système de télémétrie à bord.

En raison d'un certain nombre de techniques de propulsion souvent alimentées par des batteries rechargeables, les AUV peuvent couvrir une grande distance (environ 16 km) à différentes profondeurs afin de fournir une vision 3D de la colonne d'eau. Les planeurs sous-marins sont des AUV se propulsant à l'aide de techniques basées sur la flottabilité, augmentant l'autonomie sous-marine du véhicule pour des observations sur une échelle de temps plus longue. La charge utile scientifique des AUV et des planeurs peut être établie avec les instruments physiques et bio-optiques mesurant les variables relatives à la qualité de l'eau (tels que les éléments nutritifs et les contaminants), la biomasse de phytoplancton, en plus des propriétés physiques et géochimiques telles que la température, l'oxygène et la conductivité. Ils peuvent également transporter des caméras vidéo afin de photographier les organismes (principalement pélagiques) et/ou les morceaux et également des détecteurs de signaux acoustiques passifs.

Une couverture spatiale offshore est fournie. Le coût dépend des instruments de bord. Une expertise technique considérable est nécessaire.

5.

Assurance et contrôle de la qualité (QA/QC)

La précision et la comparabilité des données collectées constituent une condition-clé pour la destruction et l'évaluation de l'état et pour l'évaluation des influences anthropiques et des mesures requises. Les mesures de l'assurance (QA) et du contrôle (QC) de la qualité veillent à ce que les résultats de surveillance d'une qualité donnée soient obtenus à travers la région de la Méditerranée et en tout moment.

Le processus QA/QC doit apporter la confiance dans l'ensemble du processus analytique, à partir de l'échantillonnage jusqu'à l'élaboration de rapports, pour tous les paramètres de surveillance, à partir de la surveillance à l'échelle nationale, sous-régionale et régionale. La surveillance doit apporter les données représentatives du site et du moment de la prise d'échantillons. Pour la surveillance de la tendance temporelle en particulier, il est hautement important d'effectuer des analyses crédibles et reproductibles au fil de décennies. Ainsi, de telles analyses nécessitent des procédures bien documentées et des analystes bien expérimentés.

Le processus QA/QC semble être limité par les méthodes et les spécificités techniques. Toutefois, il est important pour toute la chaîne de surveillance de définir les objectifs à réaliser le BEE concernant les indicateurs et les paramètres afin de déterminer les conditions de surveillance jusqu'à concevoir et appliquer le programme de surveillance afin de collecter et d'évaluer les données de surveillance. Les données de surveillance doivent permettre une bonne évaluation de l'état, dans le temps et dans l'espace. Commencant avec une évaluation du programme de surveillance en place, un processus itératif permettra une plus grande modification et révision du programme de surveillance. Les programmes de surveillance doivent être adaptés à de nouvelles visions, en veillant à ce que la séquence temporelle demeure intacte autant que possible. L'échange des meilleures pratiques, l'interétalonnage et les activités d'harmonisation développeront ce processus et feront la lumière sur les insuffisances et les défaillances, ce qui aboutira à des approches de surveillance comparables, basées sur des principes de surveillance communément approuvés.

Le processus QA/QC s'applique également au stockage et à l'échange de données. Cela comprend les normes communes de gestion de données et l'interopérabilité technique et sémantique entre les systèmes de gestion de données.

ANNEXE XI

Typologie commune des pressions sur l'environnement naturel résultant des activités anthropiques et de leurs impacts

Typologie commune des pressions sur l'environnement naturel résultant des activités anthropiques et de leurs impacts

Pressions		Impacts sur l'environnement marin			
		Physiques	Hydrologiques	Chimiques	Biologiques
Physiques	Transformation du fond marin/de la morphologie du plan d'eau	Fond marin, substrat, topographie ,	Modifications du mouvement de l'eau (vagues, courants, débit des rivières), turbidité	Changements de salinité	Habitat pour espèces (mobiles) et communautés (fond marin) ; barrières pour le mouvement des espèces
	Changement du substrat du fond marin	Substrat du fond marin, topographie	Modifications du mouvement de l'eau (vagues, courants, débit des rivières), turbidité		Habitat pour espèces (mobiles) et communautés (fond marin) ; barrières pour le mouvement des espèces
	Perturbation/dommage sur les fonds marins	Structure de l'habitat du fond marin	Clarté de l'eau/turbidité		Modifications de la communauté
	Extraction de minéraux sur le fond marin et dans le sous-sol (par ex. sable, gravier, roche, pétrole, gaz)	Structure de l'habitat du fond marin	Clarté de l'eau/turbidité		Modifications de la communauté
Hydrologiques	Rejets dans l'eau (avec/sans contaminants)		Température de la mer	Equilibre chimique	
	Modifications du mouvement de l'eau				Mouvements des espèces
	Extraction d'eau		Turbidité, volume d'eau volume	Changements de salinité	
Energie	Entrée de bruit				Déplacement d'espèces, modifications du comportement
	Entrée de vagues électromagnétiques et sismiques				Modifications du comportement
	Entrée de chaleur			Température de la mer	Changements de la distribution des espèces

Pressions		Impacts sur l'environnement marin			
		Physiques	Hydrologiques	Chimiques	Biologiques
	Entrée de lumière				Modifications du comportement
Produits chimiques et autres polluants	Enrichissement en éléments nutritifs (N, P, matière organique)		Clarté de l'eau	désoxygénation, équilibre des éléments nutritifs	Eclosion de plancton
	Entrée de contaminants (substances synthétiques, substances non-synthétiques, radionucléides)-sources diffuses, sources ponctuelles, événements aigus			Equilibre chimique	Effets sublétaux - Mort/Blessure des espèces, santé des espèces
	Entrée de CO ₂ et autres gaz à effet de serre		Température de la mer, action des vagues, courants, niveau de la mer,	pCO ₂ / acidification	Distribution des espèces, comportement, capacité reproductive,
	Entrée de déchets (déchets solides)	Ashyxie des habitats			
Biologiques	Elimination des espèces (ciblée, non ciblée)				Modifications de la population/communauté
	Blessure/mort des espèces				Population changes
	Perturbation des espèces				Modification du comportement
	Translocation des espèces (indigènes)				Modifications génétiques
	Introduction d'espèces génétiquement modifiées				Modifications génétiques
	Introduction ou propagation d'espèces exotiques				Modifications de la communauté
	Introduction de pathogènes microbiens				Santé des crustacés, santé humaine
	Culture/artificialisation de l'habitat naturel				Modifications de la communauté

ANNEXE XII

Références

General Monitoring and Assessment

Cardoso, A.C., Cochrane, S., Doerner, H., Ferreira, J.G., Galgani, F., Hagebro, C., Hanke, G., Hoepffner, N., Keizer, P.D., Law, R., Olenin, S., Piet, G.J., Rice, J., Rogers, S.I., Swartenbroux, F., Tasker, M., van de Bund, W., 2010. Scientific Support to the European Commission on the Marine Strategy Framework Directive – Management Group Report. EUR – Scientific and Technical Research series, Luxembourg, JRC/ICES, EUR 24336 EN, 57 pp.

UNEP/MAP, 2007. Draft Decisions for the 15th Meeting of the Contracting Parties. UNEP(DEPI)/MED IG.17/5. UNEP/MAP, Athens. 329pp.

UNEP/MAP, 2012. Draft Decisions for the 17th Meeting of the Contracting Parties. UNEP(DEPI)/MED IG.20/5. UNEP/MAP, Athens. 292pp..

UNEP/MAP, 2013. Draft Decisions for the 18th Meeting of the Contracting Parties. UNEP (DEPI) / MED IG.21/5. UNEP/MAP, Athens. 243pp.

Zampoukas, N., Henna, P., Bigagli, E., Hoepffner, N., Hanke, G., Cardoso, A.C., 2012. Monitoring for the Marine Strategy Framework Directive: Requirements and Options. Luxembourg: Publications Office of the European Union. 36 pp.

Biodiversity

Danish Centre for Environment and Energy. In: Technical Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 18, p. 136, <[http:// www.dmu.dk/Pub/TR18.pdf](http://www.dmu.dk/Pub/TR18.pdf)>.

Ballesteros, E., Torras, X., Pinedo, S., Garcia, M., Mangialajo, L., de Torres, M., 2007. A new methodology based on littoral community cartography dominated by macroalgae for the implementation of the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 55: 172–180.

Ban N.C., Alidina, H.M., Ardron, J.A., 2010. Cumulative impact mapping: advances, relevance and limitations to marine management and conservation, using Canada's Pacific waters as a case study. *Mar. Policy* 34, 876–886.

Borja, A., Franco, J., Perez, V., 2000. Marine Biotic Index to establish the ecological quality of soft bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Mar. Poll. Bull.*, 40 (12): 1100–1114.

Borja, A., Franco, J., Valencia, V., Bald, J., Muxika, I., Belzunce, M. J., Solaun, O., 2004. Implementation of the European Water Framework Directive from the Basque Country (northern Spain): a methodological approach. *Marine Pollution Bulletin* 48 (3–4), 209–218.

Boudouresque, C.F., 2009. Protection, restauration et Développement durable en milieu marin. 1. Développement durable, biodiversité. www.com.univ-mrs.fr/~boudouresque.

Bourlat, S.J., Borja, A., Gilbert, J., Taylor, M.I., Davies, N., Weisberg, S.B., Griffith, J.F., Lettieri, T., Field, D., Benzie, J., Glöckner, F.O., Rodríguez-Ezpeleta, N., Faith, D.P., Bean, T.P., Obst, M., 2013. Genomics in marine monitoring: New opportunities for assessing marine health status *Marine Pollution Bulletin* 74(1), 19-31.

Coggan, R., Populus, J., White, J., Sheehan, K., Fitzpatrick, F., Piel, S. (eds.) 2007. Review of Standards and Protocols for Seabed Habitat Mapping. MESH.

Coll M., Piroddi, C., Steenbeek, J., Kaschner, K., Ben Rais Lasram, F., et al. (2010) The Biodiversity of the Mediterranean Sea: Estimates, Patterns, and Threats. *PLoS ONE* 5(8): e11842. doi:10.1371/journal.pone.0011842.

Coll, M., Piroddi, C., Albouy, C., Lasram, F.B.R., Cheung, W.W.L., Christensen, V., Karpouzi, V.S., Guilhaumon, F., Mouillot, D., Paleczny, M., Palomares, M.L., Steenbeek, J., Trujillo, P., Watson, R., Pauly, D., 2012. The Mediterranean Sea under siege: spatial overlap between marine biodiversity, cumulative threats and marine reserves. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 21, 465–480.

Dauvin, J. C., Rouellet, T., 2007. Polychaete/amphipod ratio revisited. *Marine Pollution Bulletin* 55: 215-224.

European Commission, 2007. Guidelines for the establishment of the Natura 2000 network in the marine environment. Application of the Habitats and Birds Directives. http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/marine/docs/marine_guidelines.pdf

GIG, 2013a. Intercalibration of biological elements for transitional and coastal water bodies. Mediterranean Sea GIG: Coastal waters - Benthic Invertebrate fauna. https://circabc.europa.eu/sd/a/2a0a9f86-e281-4bb8-a6ba-6e659b54e554/Med-Sea_CW_Benthic-Invertebrate-Fauna.pdf

GIG, 2013b. Intercalibration of biological elements for transitional and coastal water bodies. Mediterranean Sea GIG: Coastal waters - Seagrasses. https://circabc.europa.eu/sd/a/893d2fa4-9089-4765-8d42-c914a91b71e1/Med-Sea_CW_Seagrasses.pdf

GIG, 2013c. Intercalibration of biological elements for transitional and coastal water bodies. Mediterranean Sea GIG: Coastal waters - Macroalgae. https://circabc.europa.eu/sd/a/655bf0ef-370b-4737-8a48-f4adee0f4889/Med-Sea_CW_Macroalgae.pdf

Gobert, S., Sartoretto, S., Rico-Raimondino, V., Andral, B., Chery, A., Lejeune, P. Boissery, P., 2009. Assessment of the ecological status of Mediterranean French coastal waters as required by the water framework directive using the *Posidonia oceanica* rapid easy index: PREI. *Mar. Pol. Bull.* 58: 1727–1733.

Gowen, R.J. McQuatters-Gollop, A. Tett, P. Best, M. Bresnan, E. Castellani, C. Cook, K. Forster, R. Scherer, C. Mckinney, A. 2011. The Development of UK Pelagic (Plankton) Indicators and Targets for the MSFD, Belfast, 2011.

Halpern, B.S., Walbridge, S., Selkoe, K.A., Kappel, C.V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J.F., et al., 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science* 319, 948–952.

Halpern, B.S., Kappel, C.V., Selkoe, K.A., Micheli, F., Ebert, C.M., Kontgis, C., Crain, C.M., Martone, R.G., Shearer, C., Teck, S.J., 2009. Mapping cumulative human impacts to California current marine ecosystems. *Conserv. Lett.* 2, 138–148.

JRC, 2010. Marine Strategy Framework Directive – Task Group 1 Report Biological diversity. Authors: S.K.J. Cochrane, D.W. Connor, P. Nilsson, I. Mitchell, J. Reker, J. Franco, V. Valavanis, S. Moncheva, J. Ekebom, K. Nygaard, R. Serrão Santos, I. Narberhaus, T. Packeiser, W. van de Bund, A.C. Cardoso. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities 111 pp.

Kappel, C.V., Halpern, B.S., Napoli, N., 2012. Mapping Cumulative Impacts of Human Activities on Marine Ecosystems. Coastal and Marine Spatial Planning Research Report 03.NCEAS.12). Sea Plan, Boston. 109pp.

Katsanevakis, S., Weber, A., Pipitone, C., LOepold, M., Cronin, M., Scheidat, M., Doyle, T.K., Buhl-Mortensen, L., Buhl-Mortensen, P., D'Anna, G., de Boois, I., Dalpadado, P., Damalas, D., Fiorentino, F., Garofalo, G., Giacalone, V.M., Hawley, K.L., Issaris, Y., Jansen, J., Knight, C.M., Knittweis, L., Kröncke, I., Mirto, S., Muxika, I., Reiss, H., Skjoldal, H.R., Vöge, S., 2012. Monitoring marine populations and communities: methods dealing with imperfect detectability *Aquatic Biology* 16: 31–52.

- Korpinen S., Meski L., Andersen A., Laamanen M., 2012. Human pressures and their potential impact on the Baltic Sea ecosystem. *Ecological Indicators*, 15:105–114.
- Korpinen S., Meidinger M., Laamanen M., 2013. Cumulative impacts on seabed habitats: An indicator for assessments of GES. *Mar. Poll. Bull.*, 74: 311–319.
- Lopez y Royo C., Casazza G., Pergent-Martini C., Pergent G., 2010. A biotic index using the seagrass *Posidonia oceanica* (BiPo), to evaluate ecological status of coastal waters. *Ecological Indicators*. 10: 380–389.
- Micheli F, Halpern BS, Walbridge S, Ciriaco S, Ferretti F, Fraschetti S., Lewison R., Nykjaer L., Rosenberg AA., 2013. Cumulative Human Impacts on Mediterranean and Black Sea Marine Ecosystems: Assessing Current Pressures and Opportunities. *PLoS ONE* 8(12): e79889. doi:10.1371/journal.pone.0079889.
- Muxika I., Borja A., Bald J., 2007. Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European water framework Directive. *Mar. Poll. Bull.*, 55: 16-29.
- Oliva, S., Mascaro, O., Llagostera, I., Perez, M., Romero, J., 2011. Selection of metrics based on the seagrass *Cymodocea nodosa* and development of a biotic index (CYMOX) for assessing ecological status of coastal and transitional waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* xx, 1–11.
- Orfanidis, S., Panayotidis, P., Stamatis, N., 2001. Ecological evaluation of transitional and coastal waters: a marine benthic macrophytes-based model. *Mediterranean Mar. Res.* 2 (2), 45–65.
- Orfanidis, S., Panayotidis, P., Stamatis, N., 2003. An insight to the ecological evaluation index (EEI). *Ecological Indicators* 3: 27-33.
- Orfanidis, S., Papathanasiou, V., Gounaris, S., ThOEdosiou, T., 2010. Size distribution approaches for monitoring and conservation of coastal *Cymodocea* habitats. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 20: 177–188
- Orfanidis, S., Panayotidis, P, Ugland, K.I., 2011. Ecological Evaluation Index continuous formula (EEI-c) application: a step forward for functional groups, the formula and reference condition values. *Mediterranean Marine Science*, 12(2): 199–231.
- OSPAR, 2012. OSPAR's MSFD Advice Manual on Biodiversity. Approaches to determining GES, setting of environmental targets and selecting indicators for Marine Strategy Framework Directive Descriptors 1, 2, 4 and 6. Version 3.1. Prepared by ICG COBAM. OSPAR Commission BDC 12/2/4-E.
- Pearson, T. H., Rosenberg, R. 1978. Macro-benthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 16,229-311.
- Pinedo, S., Jordana, E., Ballesteros, E., 2014. A Critical analysis on the response of macroinvertebrate communities along disturbance gradients: description of MEDOCC (MEDiterranean OCCidental) index.
- Romero, J., Martinez-Crego, B., Alcoverro, T., Perez, 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.
- Selkoe, K.A., Halpern, B.S., Ebert, C.M., Franklin, E.C., Selig, E.R., Casey, K.S., Bruno, J., Toonen, R.J., 2009. A map of human impacts to a pristine coral reef ecosystem, the Papahānaumokuākea Marine National Monument. *Coral Reefs* 28, 635–650.

Simboura, N., Zenetos, A., 2002. Benthic indicators to use in ecological quality classification of Mediterranean soft bottom marine ecosystems, including a new Biotic index. *Mediterranean Marine Science*, 3/2:77-111.

Tett, P., Carreira, C., Mills, D.K., van Leeuwen, S., Foden, J., Bresnan, E., Gowen, R.J. 2008. Use of a phytoplankton community index to assess the health of coastal waters. *ICES J. Mar. Sci.* 65(8), 1475-1482.

UNEP/MAP- Blue Plan, 2009. State of the environment and development in the Mediterranean. UNEP/MAP-Blue Plan, Athens.

UNEP, 2013. SAP BIO implementation: The first decade and way forward. UNEP(DEPI)/MED WG.382/5. UNEP RAC/SPA, Tunis.

Suggested additional bibliography for common indicator: Species distributional range

A. Bermejo. 2010. Bird Numbers 2010: Monitoring, indicators and targets. 18th Conference of the European Bird Census Council. SOE/BirdLife.

Casale, P. and Margaritoulis, D. (Eds.) .2010. Sea turtle in the Mediterranean: Distribution, threats and conservation priorities. Gland, Switzerland: IUCN. 294 pp.

Citta, J., M. H. Reynolds, and N. Seavy. 2007. Seabird Monitoring Assessment for Hawaii and the Pacific Islands. Hawaii Cooperative Studies Unit Technical Report. HSCU-007. University of Hawaii at Hilo, 122 pp.

C. Gjerdrum, E. J. H. Head and D. A. Fifield .2009. Monitoring Seabirds at Sea in Eastern Canada. Environment Canada, Canadian Wildlife Service.

C. H. Graham and R. J. Hijmans .2006. A comparison of methods for mapping species ranges and species richness. *Global Ecology and Biogeography*, 15 pages.

C. J. Bibby, N. D. Burgess. 1993. Bird Census Techniques . RSPB, BTO. Academic Press.*

C. M. Perrins, J. D. Lebreton and G. J. M. Hirons. 1991. Bird Population Studies: Relevance to conservation and management.. Oxford Ornithology Series.

CPPS/PNUMA. 2012. Atlas sobre distribución, rutas migratorias, hábitats críticos y amenazas para grandes cetáceos en el Pacífico oriental. Comisión Permanente del Pacífico Sur - CPPS / Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente - PNUMA. Guayaquil, Ecuador. 75p.

EUROPARC-ESPAÑA .2005. – Diseño de planes de seguimiento en espacios naturales protegidos. Manual para gestores y técnicos. Ed. Fundación Fernando González Bernáldez. Madrid, 176 p.

Franzosini C., Genov, T., Tempesta, M. 2013. Cetacean Manual for MPA managers. ACCOBAMS, MedPAN and UNEP/MAP-RAC/SPA. Ed. RAC/SPA, Tunis. 77 pp.

F., Fyhr, Å., Nilsson, A., Nyström Sandman .2013. A review of Ocean Zoning tools and Species distribution modelling methods for Marine Spatial Planning. AQUABIOTA, MARMONI.

G. Gilbert, D. W. Gibbons and J. Evans. 1998. Bird Monitoring Methods . RSPB, BTO, WWT, JNCC, ITE.

ICES. 2013. Report of the Joint ICES/OSPAR Ad hoc Group on Seabird Ecology (AGSE), 28–29 November 2012, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2012/ACOM:82. 30 pp.

In-Water Monitoring of Sea Turtles of the South Caribbean of Costa Rica. Volunteer Manual. <http://www.eco-index.org/search/pdfs/WIDECAS.T.CR.volunteer.pdf>

John W. Chardine .2002. Basic guidelines for setting up a breeding seabird monitoring program for Caribbean countries. Canadian Wildlife Service.

Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 84 pp.

M. Steinkamp, B. Peterjohn, V. Byrd, H. Carter and R. Lowe., 2003. Breeding Season Survey Techniques for Seabirds and Colonial Waterbirds throughout North America .

National Park Service. 2012. Guidance for designing an integrated monitoring programme. Natural Resource Report NPS/NRSS/NRR—545. National Park Service, Fort Collins, Colorado.

PNUMA World Conservation Monitoring Centre. Guía para el desarrollo y el uso de indicadores de biodiversidad nacional. UNEP, WCMC, GEF, BIP. <http://www.bipnational.net/LinkClick.aspx?fileticket=%2BTrPg0MJEcY%3D&tabid=38&language=en-US>

R. A. Robinson and N. Ratcliffe .2010. The Feasibility of Integrated Population Monitoring of Britain's Seabirds. BTO Research Report No. 526

Reeves R., Notarbartolo di Sciara G. (compilers and editors). 2006. The status and distribution of cetaceans in the Black Sea and Mediterranean Sea. IUCN Centre for Mediterranean Cooperation, Malaga, Spain. 137 pp.

SWOT Scientific Advisory Board .2011. The State of the World's Sea Turtles (SWOT). Minimum Data Standards for Nesting Beach Monitoring. Technical Report, 24 pp.

SWOT Scientific Advisory Board .2011. The State of the World's Sea Turtles (SWOT) Minimum Data Standards for Nesting Beach Monitoring. Technical Report, 24 pp.

UNEP/MAP-RAC/SPA.1988. – Action Plan for the Management of the Mediterranean Monk Seal (*Monachus monachus*). <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP-RAC/SPA.1997. – General principles and definition of the geographical coverage for the preparation of inventories of the elements of biological diversity in the Mediterranean region, and criteria for the preparation of national inventories of natural sites of conservation interest. <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP-RAC/SPA .2000. – The Standard data - entry form (SDF) for national inventories of natural sites of conservation interest. <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP-RAC/SPA .2003. – Action Plan for the conservation of bird species listed in annex II of the Protocol concerning specially protected areas and biological diversity in the Mediterranean. <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP-RAC/SPA .2006. – Proceedings of the first symposium on the Mediterranean action plan for the conservation of marine and coastal birds. Aransay N. edit., Vilanova i la Geltrú, (Spain), 17-19 November 2005, RAC/SPA pub. Tunis: 103p. <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP-RAC/SPA .2006. – Programa de acción estratégico para la conservación de la diversidad biológica (SAP BIO) en la región mediterránea. Serie técnica Naturaleza y Parques Nacionales.

Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Dirección General para la Biodiversidad.

UNEP/MAP RAC/SPA .2007. Action Plan for the conservation of Mediterranean marine turtles. Ed. RAC/SPA, Tunis, 40pp. <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP-RAC/SPA – Action Plan for the Conservation of Cetaceans in the Mediterranean Sea. <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP RAC/SPA.2010. The Mediterranean Sea Biodiversity: state of the ecosystems, pressures, impacts and future priorities. By Bazairi, H., Ben Haj, S., Boero, F., Cebrian, D., De Juan, S., Limam, A., LIOEnart, J., Torchia, G., and Rais, C., Ed. RAC/SPA, Tunis; 100 pages.

UNEP/MAP, 2012: State of the Mediterranean Marine and Coastal Environment, UNEP/MAP – UNEP/MAP Barcelona Convention, Athens.

Walsh, P.M., Halley, D.J., Harris, M.P., del Nevo, A., Sim, I.M.W., & Tasker, M.L. 1995. Seabird monitoring handbook for Britain and Ireland. Published by JNCC / RSPB / ITE / Seabird Group, Peterborough.

Suggested additional bibliography for the common indicator: Population abundance

Abstracts de las Presentaciones del VI Congreso de la Sociedad Española de Cetáceos, 2013 http://www.cetacOEs.com/congresosec2013/data/Libro_de_ABSTRACTS_VI_Congreso_SEC_Tarifa_2013.pdf

A. Bermejo. Bird Numbers 2010: Monitoring, indicators and targets. 18th Conference of the European Bird Census Council. SOE/BirdLife.

Bentivegna F., Maffucci F., Mauriello V. (compilers). 2011. Book of Abstracts. 4th Mediterranean Conference of Marine Turtles Napoli - Italy. 130 pages.

Bradai M.N. and P. Casale 2012. Proceedings of the Third Mediterranean Conference on Marine Turtles, UNEP/MAP Barcelona Convention - Bern convention - Bonn Convention (CMS). Tunis, Tunisia: 130 pp.

Breeding Season Survey Techniques for Seabirds and Colonial Waterbirds throughout North America .2003. M. Steinkamp, B. Peterjohn, V. Byrd, H. Carter and R. Lowe.

Casale, P. and Margaritoulis, D. (Eds.) .2010. Sea turtle in the Mediterranean: Distribution, threats and conservation priorities. Gland, Switzerland: UICN. 294 pp.

Citta, J., M. H. Reynolds, and N. Seavy. 2007. Seabird Monitoring Assessment for Hawaii and the Pacific Islands. Hawaii Cooperative Studies Unit Technical Report. HSCU-007. University of Hawaii at Hilo, 122 pp.

C. Gjerdrum, E. J. H. Head and D. A. Fifield .2009. Monitoring Seabirds at Sea in Eastern Canada. Environment Canada, Canadian Wildlife Service.

C. H. Graham and R. J. Hijmans .2006. A comparison of methods for mapping species ranges and species richness. Global Ecology and Biogeography, 15

C. J. Bibby, N. D. Burgess. 1993. Bird Census Techniques . RSPB, BTO. Academic Press.

C. M. Perrins, J. D. Lebreton and G. J. M. Hirons . 1991. Bird Population Studies: Relevance to conservation and management. Oxford Ornithology Series.

CPPS/PNUMA. 2012. Atlas sobre distribución, rutas migratorias, hábitats críticos y amenazas para grandes cetáceos en el Pacífico oriental. Comisión Permanente del Pacífico Sur - CPPS / Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente - PNUMA. Guayaquil, Ecuador. 75p.

EUROPARC-ESPAÑA .2005. – Diseño de planes de seguimiento en espacios naturales protegidos. Manual para gestores y técnicos. Ed. Fundación Fernando González Bernáldez. Madrid, 176 p.

Franzosini C., Genov, T., Tempesta, M. .2013. Cetacean Manual for MPA managers. ACCOBAMS, MedPAN and UNEP/MAP-RAC/SPA. Ed. RAC/SPA, Tunis. 77 pp.

F., Fyhr, Å., Nilsson, A., Nyström Sandman .2013. A review of Ocean Zoning tools and Species distribution modelling methods for Marine Spatial Planning. AQUABIOTA, MARMONI.

G. Gilbert, D. W. Gibbons and J. Evans. 1998. Bird Monitoring Methods . RSPB, BTO, WWT, JNCC, ITE.

ICES. 2013. Report of the Joint ICES/OSPAR Ad hoc Group on Seabird Ecology (AGSE), 28–29 November 2012, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2012/ACOM:82. 30 pp.

In-Water Monitoring of Sea Turtles of the South Caribbean of Costa Rica. Volunteer Manual. <http://www.eco-index.org/search/pdfs/WIDECAS.T.CR.volunteer.pdf>

John W. Chardine .2002. Basic guidelines for setting up a breeding seabird monitoring programme for Caribbean countries. Canadian Wildlife Service.

M.L. 1995. Seabird monitoring handbook for Britain and Ireland. Published by JNCC / RSPB /ITE / Seabird Group, Peterborough.

Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 84 pp.

National Park Service. 2012. Guidance for designing an integrated monitoring programme. Natural Resource Report NPS/NRSS/NRR—545. National Park Service, Fort Collins, Colorado.

PNUMA World Conservation Monitoring Centre. Guía para el desarrollo y el uso de indicadores de biodiversidad nacional. UNEP, WCMC, GEF, BIP. <http://www.bipnational.net/LinkClick.aspx?fileticket=%2BTrPg0MJEcY%3D&tabid=38&language=en-US>

R. A. Robinson and N. Ratcliffe .2010. The Feasibility of Integrated Population Monitoring of Britain’s Seabirds. BTO Research Report No. 526

Reeves R., Notarbartolo di Sciara G. (compilers and editors). 2006. The status and distribution of cetaceans in the Black Sea and Mediterranean Sea. IUCN Centre for Mediterranean Cooperation, Malaga, Spain. 137 pp.

SWOT Scientific Advisory Board .2011.. The State of the World’s Sea Turtles (SWOT). Minimum Data Standards for Nesting Beach Monitoring. Technical Report, 24 pp.

UNEP/MAP-RAC/SPA.1988. – Action Plan for the Management of the Mediterranean Monk Seal (*Monachus monachus*). <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP-RAC/SPA .1997. – General principles and definition of the geographical coverage for the preparation of inventories of the elements of biological diversity in the Mediterranean region, and

criteria for the preparation of national inventories of natural sites of conservation interest. <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP-RAC/SPA .2000. – The Standard data- entry form (SDF) for national inventories of natural sites of conservation interest. <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP-RAC/SPA .2003. – Action Plan for the conservation of bird species listed in annex II of the Protocol concerning specially protected areas and biological diversity in the Mediterranean. <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP-RAC/SPA .2006. – Proceedings of the first symposium on the Mediterranean action plan for the conservation of marine and coastal birds. Aransay N. edit., Vilanova i la Geltrú, (Spain), 17-19 November 2005, RAC/SPA pub. Tunis: 103p.

UNEP/MAP-RAC/SPA .2006. – Programa de acción estratégico para la conservación de la diversidad biológica (SAP BIO) en la región mediterránea. Serie técnica Naturaleza y Parques Nacionales. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Dirección General para la Biodiversidad.

UNEP/MAP-RAC/SPA. 2007. Action Plan for the conservation of Mediterranean marine turtles. RAC/SPA, Tunis, 40pp. <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP-RAC/SPA – Action Plan for the Conservation of Cetaceans in the Mediterranean Sea. <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP-RAC/SPA 2010. The Mediterranean Sea Biodiversity: state of the ecosystems, pressures, impacts and future priorities. By Bazairi, H., Ben Haj, S., Boero, F., Cebrian, D., De Juan, S., Limam, A., LIOEnart, J., Torchia, G., and Rais, C., Ed. RAC/SPA, Tunis; 100 pages.

UNEP/MAP: State of the Mediterranean Marine and Coastal Environment, UNEP/MAP – Barcelona Convention, Athens, 2012.

Walsh, P.M., Halley, D.J., Harris, M.P., del Nevo, A., Sim, I.M.W., & Tasker, M.L. 1995. Seabird monitoring handbook for Britain and Ireland. Published by JNCC / RSPB / ITE / Seabird Group, Peterborough.

Suggested additional bibliography for the common indicator: Population demographic characteristics

A. Bermejo.2010: Monitoring, indicators and targets. 18th Conference of the European Bird Census Council. SOE/BirdLife.

Bentivegna F., Maffucci F., Mauriello V. (compilers). 2011. Book of Abstracts. 4th Mediterranean Conference of Marine Turtles Napoli - Italy. x p.p.

BRADAI M.N. and P. Casale (Editors). 2012. Proceedings of the Third Mediterranean Conference on Marine Turtles, Barcelona Convention - Bern convention - Bonn Convention (CMS). Tunis, Tunisia: 130 pp.

Breeding Season Survey Techniques for Seabirds and Colonial Waterbirds throughout North America .2003. M. Steinkamp, B. Peterjohn, V. Byrd, H. Carter and R. Lowe.

Casale, P. and Margaritoulis, D. (Eds.) .2010. Sea turtle in the Mediterranean: Distribution, threats and conservation priorities. Gland, Switzerland: UICN. 294 pp.

Citta, J., M. H. Reynolds, and N. Seavy. 2007. Seabird Monitoring Assessment for Hawaii and the Pacific Islands. Hawaii Cooperative Studies Unit Technical Report. HSCU-007. University of Hawaii

at Hilo, 122 pp.

C. M. Perrins, J. D. Lebreton and G. J. M. Hirons. 1991. Bird Population Studies: Relevance to conservation and management . Oxford Ornithology Series.

VI Congreso de la Sociedad Española de Cetáceos .2013. Abstracts de las Presentaciones. http://www.cetaceos.com/congresosec2013/data/Libro_de_ABSTRACTS_VI_Congreso_SEC_Tarifa_2013.pdf

C. Gjerdrum, E. J. H. Head and D. A. Fifield .2009. Monitoring Seabirds at Sea in Eastern Canada. Environment Canada, Canadian Wildlife Service.

CPPS/PNUMA. 2012. Atlas sobre distribución, rutas migratorias, hábitats críticos y amenazas para grandes cetáceos en el Pacífico oriental. Comisión Permanente del Pacífico Sur - CPPS / Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente - PNUMA. Guayaquil, Ecuador. 75p.

C. H. Graham and R. J. Hijmans .2006. A comparison of methods for mapping species ranges and species richness. Global Ecology and Biogeography, 15

ELSEVIER. 2013. Marine Pollution Bulletin: GES of marine ecosystems: What is it and how do we know when we have attained it? [https://estudogeral.sib.uc.pt/bitstream/10316/25590/1/1-s2.0-S0025326X13005353-main\(1\).pdf](https://estudogeral.sib.uc.pt/bitstream/10316/25590/1/1-s2.0-S0025326X13005353-main(1).pdf)

EUROPARC-ESPAÑA .2005. – Diseño de planes de seguimiento en espacios naturales protegidos. Manual para gestores y técnicos. Ed. Fundación Fernando González Bernáldez. Madrid, 176 p.

Franzosini C., Genov, T., Tempesta, M. .2013. Cetacean Manual for MPA managers. ACCOBAMS, MedPAN and UNEP/MAP-RAC/SPA. Ed. RAC/SPA, Tunis. 77 pp.

F., Fyhr, Å., Nilsson, A., Nyström Sandman .2013. A review of Ocean Zoning tools and Species distribution modelling methods for Marine Spatial Planning. AQUABIOTA, MARMONI.

G. Gilbert, D. W. Gibbons and J. Evans. 1998. Bird Monitoring Methods . RSPB, BTO, WWT, JNCC, ITE.

ICES. 2013. Report of the Joint ICES/OSPAR Ad hoc Group on Seabird Ecology (AGSE), 28–29 November 2012, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2012/ACOM:82. 30 pp.

In-Water Monitoring of Sea Turtles of the South Caribbean of Costa Rica. Volunteer Manual. 22 pages.

<http://www.eco-index.org/search/pdfs/WIDECAS.T.CR.volunteer.pdf>

John W. Chardine .2002. Basic guidelines for setting up a breeding seabird monitoring programme for Caribbean countries. Canadian Wildlife Service.

J. Bibby, N. D. Burgess. 1991. Bird Census Techniques . RSPB, BTO. Academic Press.

Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 84 pp.

National Park Service. 2012. Guidance for designing an integrated monitoring programme. Natural Resource Report NPS/NRSS/NRR—545. National Park Service, Fort Collins, Colorado.

PNUMA World Conservation Monitoring Centre. Guía para el desarrollo y el uso de indicadores de biodiversidad nacional. UNEP, WCMC, GEF, BIP. <http://www.bipnational.net/LinkClick.aspx?fileticket=%2BTrPg0MJEcY%3D&tabid=38&language=e>

n-US

Reeves R., Notarbartolo di Sciara G. (compilers and editors). 2006. The status and distribution of cetaceans in the Black Sea and Mediterranean Sea. IUCN Centre for Mediterranean Cooperation, Malaga, Spain. 137 pp.

R. A. Robinson and N. Ratcliffe .2010. The Feasibility of Integrated Population Monitoring of Britain's Seabirds. BTO Research Report No. 526

SWOT Scientific Advisory Board .2011. The State of the World's Sea Turtles (SWOT). Minimum Data Standards for Nesting Beach Monitoring. Technical Report, 24 pp.

UNEP/MAP-RAC/SPA .1988. – Action Plan for the Management of the Mediterranean Monk Seal (*Monachus monachus*). <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP-RAC/SPA .1997. – General principles and definition of the geographical coverage for the preparation of inventories of the elements of biological diversity in the Mediterranean region, and criteria for the preparation of national inventories of natural sites of conservation interest. <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP-RAC/SPA .2000. – The Standard data- entry form (SDF) for national inventories of natural sites of conservation interest. <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP-RAC/SPA .2003. – Action Plan for the conservation of bird species listed in annex II of the Protocol concerning specially protected areas and biological diversity in the Mediterranean. <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP-RAC/SPA .2006. – Proceedings of the first symposium on the mediterranean action plan for the conservation of marine and coastal birds. Aransay N. edit., Vilanova i la Geltrú, (Spain), 17-19 November 2005, RAC/SPA pub. Tunis: 103p.

UNEP/MAP-RAC/SPA .2006. – Programa de acción estratégico para la conservación de la diversidad biológica (SAP BIO) en la región mediterránea. Serie técnica Naturaleza y Parques Nacionales. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Dirección General para la Biodiversidad.

UNEP/MAP-RAC/SPA. 2007. Action Plan for the conservation of Mediterranean marine turtles. Ed. RAC/SPA, Tunis, 40pp. <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP-RAC/SPA – Action Plan for the Conservation of Cetaceans in the Mediterranean Sea. <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP: State of the Mediterranean Marine and Coastal Environment, UNEP/MAP – Barcelona Convention, Athens, 2012.

UNEP/MAP-RAC/SPA 2010. The Mediterranean Sea Biodiversity: state of the ecosystems, pressures, impacts and future priorities. By Bazairi, H., Ben Haj, S., Boero, F., Cebrian, D., De Juan, S., Limam, A., LIOEnart, J., Torchia, G., and Rais, C., Ed. RAC/SPA, Tunis; 100 pages.

Walsh, P.M., Halley, D.J., Harris, M.P., del Nevo, A., Sim, I.M.W., & Tasker, M.L. 1995. Seabird monitoring handbook for Britain and Ireland. Published by JNCC / RSPB / ITE / Seabird Group, Peterborough.

Non-indigenous species

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.

CIESM, 2008. Climate warming and related changes in the Mediterranean marine biota. In: Briand F (ed.) CIESM Workshop Monographs, Monaco, p 152.

Coll, M., Piroddi, C., Steenbeek, J., Kaschner, K., Ben Rais Lasram, F., et al., 2010. The Biodiversity of the Mediterranean Sea: Estimates, Patterns, and Threats. *PLoS ONE* 5(8): e11842. doi:10.1371/journal.pone.0011842.

Delaney, D., Sperling, C.D, Adams, C.S, Leung, B., 2008. Marine invasive species: Validation of citizen science and implications for national monitoring networks. *Biological Invasions* 10: 117–128.

GEF-UNDP-IMO GloBallast Partnerships and IOI, 2009: Guidelines for National Ballast Water Status Assessments. GloBallast Monographs No. 17. GloBallast Partnerships Programme Coordination Unit. 35pp.

Galil, B., 2007. Loss or gain? Invasive aliens and biodiversity in the Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin* 55, 314–322.

Galil, B.S., 2008. Alien species in the Mediterranean Sea - which, when, where, why? *Hydrobiologia* 597(1): 105-116.

Galil, B.S., Gollasch, S., Minchin, D., Olenin, S., 2009. Alien marine biota of Europe, in: DAISIE (Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe) (2009). Handbook of alien species in Europe. *Invading Nature - Springer Series in Invasion Ecology*, 3: pp. 93-104.

Hayes, K.R., Mc Enulty F.R., Silva, C., 2002. Identifying potential marine pests: an inductive approach. Centre for Research on Marine Pests. Report to Environment Australia.42pp.

Hewitt, C.L., Campbell, M.L., Thresher, R.E., Martin, R.B., 1999. Marine biological invasions of Port Phillip Bay, Victoria: CSIRO Marine Research; CRIMP Technical Report No 20. 344pp.

Hewitt, C.L., Martin, R.B., 2001. Revised protocols for baseline port surveys for introduced marine species—design considerations, sampling protocols and taxonomic sufficiency. Hobart: CSIRO Marine Research; CRIMP Technical Report No 22. 46pp.

IMO, 2007. Guidelines for risk assessment under Regulation A-4 of the BWM Convention (G7). Annex 2 Resolution MEPC.162(56). IMO, 16pp.

Minchin, D., 2007. Rapid coastal survey for targeted alien species associated with floating pontoons in Ireland. *Aquatic Invasions* 2(1): 63-70.

OSPAR, 2013a. Development of an OSPAR common set of biodiversity indicators. Part C: Technical Specifications. ICG-COBAM. Meeting of the OSPAR Biodiversity Committee (BDC) Report 13/4/2 Add.1 Rev.1-E.

OSPAR 2013b. Joint HELCOM/OSPAR Guidelines for the Contracting Parties of OSPAR and HELCOM on the granting of exemptions under International Convention for the Control and Management of Ships' Ballast Water and Sediments, Regulation A-4. OSPAR Commission, 45pp

OSPAR, 2014. Development of an OSPAR common set of biodiversity indicators. Part C: Technical

Specifications. ICG-COBAM Meeting Document ICG-COBAM (1) 14/4/3 Add.5-E.

Otero, M., Cebrian E., Francour, P., Galil, B., Savini, D., 2013. Monitoring Marine Invasive Species in Mediterranean Marine Protected Areas (MPAs): A strategy and practical guide for managers. Malaga, Spain: IUCN, 136 pp.

Pedersen, J., Bullock, R., Carlton, J.T., Dijkstra, J., Dobroski, N., Dyrzynda, P., Fisher R., Harris, L., Hobbs, N., Lambert, G., Lazo-Wasem, E., Mathieson, A., Miglietta, M-P., Smith, J., Smith III, J., Tyrrell, M., 2005. Marine Invaders in the Northeast: Rapid assessment survey of non-native and native marine species of floating dock communities, August 2003. MIT Sea Grant College Program No 05-3, 46 pp

Pomeroy, R.S., Parks, J.E., Watson, I.M., 2004. How is your MPA doing? A Guidebook of Natural and Social indicators for Evaluating Marine Protected Area Management Effectiveness. IUCN Gland, Switzerland and Cambridge UK, xvi + 216 pp.

Zenetos A., Gofas, S., Verlaque, M., Cinar, M. E., García Raso, E., Bianchi, C. N., Morri, C., Azzurro, E., Bilecenoglu, M., Froglija, C., Siokou, I., Violanti, D., Sfriso, A., San Martín, G., Giandgrande, A., Katagan, T., Ballesteros, E., Ramos Espla, A., Mastrototaro, F., Ocana, O., Zingone, A., Gambi, M. C., 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, 381-493.

Zenetos A., Gofas, S., Morri, C., Rosso, A., Violanti, D., García Raso, E., Cinar, M.E., Almogi-Labin, A., Ates, A.S., Azzurro, E., Ballesteros, E., Bianchi, C. N., Bilecenoglu, M., Gambi, M. C., Giangrande, A., Gravili, C., Hyams-Kaphzan, O., Karachle, P.K., Katsanevakis, S., Livej, L., Mastrotorato, F., Mineur, F., Pancucci, M. A., Ramos Esplá, A., Salas, C., San Martín, G., Sfriso, A., Streftaris, N., 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., Koutsogiannopoulos, D., Ovalis, P., Poursanidis, D., 2013. The role played by citizen scientists in monitoring marine alien species in Greece. *Cah. Biol. Mar.* (2013) 54: 419-426

Eutrophication

Boyer J.N. Kelble C.R., Ortner P.B., Rudnick D.T., 2009. Phytoplankton bloom status: Chlorophyll a biomass as an indicator of water quality condition in the southern estuaries of Florida, USA. *Ecological Indicators* 9s:s56- s67.

Brzezinski M.A., 1985. The Si:C:N ratio of marine diatoms: interspecific variability and the effect of some environmental variables. *Journal of Phycology*, Vo. 21, pp. 347–357.

Conley D.J., Schelske C.L., Stoermer E. F., 1993. Modification of the biogeochemical cycle of silica with eutrophication. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 101, 179-192.

Devlin M., Best M., Coates D., Bresnan E., O'Boyle S., Park R., Silke J., Cusack C., Skeats, J., 2007. Establishing boundary classes for the classification of UK marine waters using phytoplankton communities. *Marine Pollution Bulletin* 55: 91-103.

European Environment Agency, Technical Report, 2002).

Dortch Q., Whitley T.E., 1992. Does nitrogen or silicon limit phytoplankton production in the Mississippi river plume and nearby regions? *Cont. Shelf. Res.*, 12: 1293-1309.

EEA, 2002. Environmental signals 2002. Benchmarking the millennium. Environmental Assessment Report No 9. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. 148 pp

E.C., 2013. Commission Decision of 20 September 2013 establishing, pursuant to Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council, the values of the Member State monitoring system classifications as a result of the intercalibration exercise and repealing Decision 2008/915/EC. COM 2013/480/EU. OJ L 266/1, 8.10.2013.

Harding L.W. Jr, Perry E.S. 1997 Long-term increase of phytoplankton biomass in Chesapeake Bay, 1950-1994. *Mar Ecol Prog Ser* 157:39-52

Justic D., Rabalais N.N., Turner R.E., Dortch Q., 1995. Changes in nutrient structure of river dominated coastal waters: stoichiometric nutrient balance and its consequences. *Est. Coast. Shelf Sci.*, 50: 339-356.

Primpas I., Karydis M., 2011. Scaling the trophic index (TRIX) in oligotrophic marine environments. *Environmental Monitoring and Assessment* July 2011, Volume 178, Issue 1-4, pp 257-269.

Redfield A.C., 1934. On the proportions of organic derivations in sea water and their relation to the composition of plankton. In James Johnstone Memorial Volume. (ed. R.J. Daniel). University Press of Liverpool, 177-192pp.

Redfield A.C., Ketchum B.H., Richards E.A., 1963. The influence of organisms on the composition of seawater. In *The Sea*, (M. N. Hill, ed.), Vol. 2, pp. 26-77. John Wiley, New York.

Smayda T. J., 1990. Novel and nuisance phytoplankton blooms in the sea: evidence for global epidemic. In *Toxic Marine Phytoplankton* (E. Graneli, B. Sundstrom, R. Edler & D. M. Anderson, eds), pp. 29-40. Elsevier, New York.

UNEP/MAP/UNEP/MAP MED POL, 1990a. Activity IV: Research on the effects of pollutants on Marine Organisms and their Populations

UNEP/MAP/UNEP/MAP MED POL, 1990b. Activity V: Research on the effects of pollutants on Marine Communities and Ecosystems (UNEP/MAP MED POL Phase I, 1975-1981)

UNEP/MAP/UNEP/MAP MED POL, 2003. Eutrophication Monitoring Strategy of UNEP/MAP MED POL. UNEP(DEC)MED WG.231/14. UNEP, Athens. 32pp.

UNEP/MAP/UNEP/MAP MED POL, 2005. Sampling and Analysis Techniques for the Eutrophication Monitoring Strategy of UNEP/MAP MED POL. MAP Technical Reports Series No. 163. UNEP, Athens. 61pp.

Vollenweider, R.A., Giovanardi F., Montanari, G., Rinaldi A., 1998. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters, with special reference to the NW Adriatic Sea: proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics*, 9, 329-357.

Wernand, M.R., van der Woerd, J.H., 2010. "Spectral analysis of the Forel-Ule Ocean colour comparator scale." *J. Europ. Opt. Soc. Rap. Public.* Vol 5.

Contaminants

Davies, I. M. and Vethaak, A. D. 2012. Integrated marine environmental monitoring of chemicals and their effects. ICES Cooperative Research Report No. 315. 277 pp.

UNEP/MAP, 1987. Report of the Fifth Meeting of the Contracting Parties to the Convention for the Protection of the Mediterranean Sea against pollution and its Related Protocols. UNEP/IG. 74/5. UNEP/MAP, Athens.

UNEP/MAP, 2005. Fact sheets on Marine Pollution Indicators. Meeting of the UNEP/MAP MED POL National Coordinators. Barcelona, Spain, 24-27 May 2005. UNEP(DEC)/MED/ WG.264/ Inf.14. UNEP, Athens.

UNEP/MAP, 2012. Draft Decisions for the 17th Meeting of the Contracting Parties. UNEP(DEPI)/MED IG.20/5. UNEP/MAP, Athens. 292pp.

UNEP: UNEP/MAP MED POL – Phase III, Programme for the Assessment and Control of Pollution in the Mediterranean Region. MAP Technical Report Series No. 120, UNEP, Athens, 1999.

UNEP/RAMOG, 1999: Manual on the Biomarkers Recommended for the UNEP/MAP MED POL Biomonitoring Programme. UNEP, Athens, 92pp.

Marine Litter

Arthur, C., Baker, J., Bamford, H., 2009 Proceedings of the international research workshop on the occurrence, effects and fate of microplastic marine debris. September 9-11, 2008: NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R30.

Bertrand, J., A. Souplet, L., Gil de Soula, G., Relini, C., Politou, 2007. International bottom trawl survey in the Mediterranean (Medit), Instruction manual, Version 5. pp. 62. Last accessed 13 June 2013 online at: http://www.sibm.it/SITO%20MEDITs/file.doc/Medit-Handbook_V5-2007.pdf

Cheshire, A. C., Adler, E., Barbière, J., Cohen, Y., Evans, S., Jarayabhand, S., Jetic, L., Jung, R.T., Kinsey, S., Kusui, E.T., Lavine, I., Manyara, P., Oosterbaan, L., Pereira, M.A., Sheavly, S., Tkalin, A., Varadarajan, S., Wenneker, B., Westphalen, G., 2009. UNEP/IOC Guidelines on Survey and Monitoring of Marine Litter. UNEP Regional Seas Reports and Studies 186 (IOC Technical Series No. 83): 120.

Doyle, T.K., Houghton, D.J.R., Buckley, S.M., Hays, G.C., Davenport, J., 2007. The broad-scale distribution of five jellyfish species across a temperate coastal environment, *Hydrobiologia* 579:29–39.

Galgani, F., Jaunet, S., Campillo, A., Guenegan, X., His, E., 1995. Distribution and abundance of debris on the continental shelf of the North-western Mediterranean Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 30, 713–717. (doi:10.1016/0025-326X(95)00055-R).

Galgani, F., Souplet, A. and Cadiou, Y., 1996. Accumulation of debris on the deep sea floor off the French Mediterranean coast. *Marine Ecology Progress Series* 142: 225–234.

Galgani, F., Leaute, J. P., Moguedet, P., Souplet, A., Verin, Y., Carpentier, A., Goragner, H., Latrouite, D., Andral, B., Cadiou, Y., Mahe, J. C., Poulard, J. C., Nerisson, P., 2000. Litter on the Sea Floor along European Coasts. *Marine Pollution Bulletin* 40(6):516-527. doi:10.1016/S0025-326X(99)00234-9).

Goldberg, E.D. 1995. Emerging problems in the coastal zone for the twenty-first century. *Marine Pollution Bulletin.* 31, 152-158.

Hanke, G. and Piha, H., 2011. Large scale monitoring of surface floating marine litter by high resolution imagery, Presentation and extended abstract, 5th International Marine Debris Conference. 20.-25. March 2011, Hawaii, Honolulu.

Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R.C., Thiel, M., 2012. Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification. *Environmental Science & Technology* 46, 3060-3075.

Katsanevakis, S., 2009. Estimating abundance of endangered marine benthic species using Distance Sampling through SCUBA diving: the *Pinna nobilis* (Mollusca: Bivalvia) example. In: Columbus,

A.M., Kuznetsov, L., (eds) *Endangered Species: New Research*. Nova Science Publishers, New York. pp. 81–115.

Lundqvist, J., 2013. *Monitoring marine debris*, Report of University of Gothenburg, Faculty of Sciences, pp. 22.

Matiddi, M., van Franeker, J.A., Sammarini, V., Travaglini, A. and Alcaro, L., 2011. *Monitoring litter by sea turtles: an experimental protocol in the Mediterranean*. Proceedings of the 4th Mediterranean Conference on Sea Turtles. 7-10 November, Naples.

Morris, J. R., 1980. *Floating Plastic Debris in the Mediterranean*. Marine Pollution Bulletin, Vol. 11, p.125.

Opfer, S., Arthur, C. and Lippiatt, S., 2012. *NOAA Marine Debris Shoreline Survey Field Guide*. National Oceanic and Atmospheric Administration.

OSPAR, 2008. *Background Document for the EcoQO on plastic particles in stomachs of seabirds*. OSPAR Commission, Biodiversity Series. Publication Number: 355/2008. OSPAR, London, pp. 13.

OSPAR, 2010a. *Quality Status Report 2010*. OSPAR Commission, London. pp75.

OSPAR, 2010b. *The OSPAR system of Ecological Quality Objectives for the North Sea: a contribution to OSPAR's Quality Status Report 2010*. OSPAR Publication 404/2009 (Update 2010). OSPAR Commission London, en Rijkswaterstaat VenW, Rijswijk. pp16.

Sheavly, S.B., 2007. *National Marine Debris Monitoring Program: Final Program Report, Data Analysis and Summary*. Ocean Conservancy.

Thomas, L., Laake, J.L., Rexstad, E., Strindberg, S., Marques, F.F.C., Buckland, S.T., Borchers, D.L., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Burt, M.L., Hedley, S.L., Pollard, J.H., Bishop, J.R.B. and Marques, T.A., 2006. *Distance 6.0. Release Beta 3*. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews: St. Andrews, UK. Last accessed 13 June 2013 online at: <http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/>

Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W. G., McGonigle, D., Russell, A. E., 2004 *Lost at sea: Where is all the plastic?* Science 304, 838-838.

Van Franeker, J.A., 2004. *Save the North Sea - Fulmar Study Manual 1: Collection and Dissection Procedures*. Alterra Rapport 672. Alterra, Wageningen, 38 pp.

Van Franeker, J.A. and Meijboom, A., 2002. *Litter NSV - Marine litter monitoring by Northern Fulmars: a pilot study*. ALTERRA-Rapport 401. Alterra, Wageningen. pp. 72.

Van Franeker, J.A., Heubeck, M., Fairclough, K., Turner, D.M., Grantham, M., Stienen, E.W.M., Guse, N., Pedersen, J., Olsen, K.O., Andersson, P.J. and Olsen, B., 2005. *'Save the North Sea' Fulmar Study 2002-2004: a regional pilot project for the Fulmar-Litter EcoQO in the OSPAR area*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1162. pp. 70.

Van Franeker, J.A., Blaize, C., Danielsen, J., Fairclough, K., Gollan, J., Guse, N., Hansen, P.L., Heubeck, M., Jensen, J.-K., Le Guillou, G., Olsen, B., Olsen, K.O., Pedersen, J., Stienen, E.W.M. and Turner, D.M., 2011a. *Monitoring plastic ingestion by the northern fulmar Fulmarus glacialis in the North Sea*. Environmental Pollution 159: 2609-2615. doi:10.1016/j.envpol.2011.06.008

Van Franeker, J.A., SNS Fulmar Study Group, 2011b. *Fulmar Litter EcoQO monitoring along Dutch and North Sea coasts in relation to EU Directive 2000/59/EC on Port Reception Facilities: results to 2009*. IMARES Report Nr C037/11. IMARES, Texel, pp. 52 + pp. 2.

Venrick, E.L., Backman, T.W., Bartram, W.C., Platt, C.J., Thornhill, M.S., Yates, R.E., 1972. Man-made Objects on the Surface of the Central North Pacific Ocean. *NATURE*, Vol. 241. 271.

Coast and Hydrography

Beachmed (2004). Tecniche di monitoraggio dell'evoluzione delle spiagge. In *Il Progetto Beachmed: Recupero Ambientale E Mantenimento Dei Litorali in Erosione Con L'utilizzo Di Depositi Sabbiosi Marini*, pp. 19–92.

Deichmann, U., Ehrlich, E., Small, E., and Zeug, G. (2011). Using high resolution satellite data for the identification of urban natural disaster risk (GFDRR (Global Facility for Disaster Reduction and Recovery)).

European Commission (2011a). Relationship between the initial assessment of marine waters and the criteria for GES.

European Commission (2000). Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy.

European commission and Directorate General Environment (2004a). Living with coastal erosion in Europe: Sediment and Space for Sustainability. A guide to coastal erosion management practices in Europe (The Netherlands: EuroSION project).

European commission and Directorate General Environment (2004b). Living with coastal erosion in Europe: Sediment and space for sustainability. Guidelines for incorporating coastal erosion issues into Environmental Assessment (EA) procedures (The Netherlands: EuroSION project).

Frihy, O., and Deabes, E. (2012). Erosion chain reaction at El Alamein Resorts on the western Mediterranean coast of Egypt. *Coast. Eng.* 69, 12–18.

HELCOM (2010). Towards a tool for quantifying the anthropogenic pressures and potential impacts in the Baltic Sea marine environment. A background document on the method, data preparation and testing of the Baltic Sea Pressure and Impact Indices.

Markandya, A., Arnold, S., Cassinelli, M., and Taylor, T. (2008). "Protecting coastal zones in the Mediterranean: an economic and regulatory analysis." *J. Coast. Conserv.* 12, 145–159.

Michener, W.K., Blood, E.R., Bildstein, K.L., Brinson, M.M., and Gardner, L.R. (1997). Climate change, hurricanes and tropical storms, and rising sea level in coastal wetlands. *Ecol. Appl.* 7, 770–801.

OSPAR (2008a). Assessment of the environmental impact of land reclamation (OSPAR Commission).

OSPAR (2008b). Assessment of the Environmental Impact of the Construction or Placement of Structures (other than Oil and Gas and Wind-farms) (OSPAR Commission).

OSPAR (2009). Assessment of the impact of coastal defence structures (OSPAR Commission).

Özhan, E. (2002). Coastal erosion management in the Mediterranean: an overview (Split: UNEP/MAP/PAP).

Pesaresi, M., Gerhardinger, A., and Kayitakire, F. (2008). A Robust Built-Up Area Presence Index by Anisotropic Rotation-Invariant Textural Measure. *IEEE J. Sel. Top. Appl. Earth Obs. Remote Sens.* 1, 180–192.

Pranzini, E. (2008). Beach Erosion Monitoring: Results from BEACHMED-e OpTIMAL Project: Optimisation Des Techniques Integrees de Monitorage Appliquees Aux Littoraux (Nuova Grafica Fiorentina).

Pranzini, E., and Rossi, L. (2013). The role of coastal evolution monitoring in “Coastal erosion monitoring. A network of regional observatories” (Florence).

REMPEC (2008). Study of Maritime Traffic Flows in the Mediterranean Sea.

Rochette, J., Puy-Montbrun, G., Wemaëre, M., and Billé, R. (2010). Coastal setback zones in the Mediterranean: a study on Article 8-2 of the Mediterranean ICZM Protocol.

Sanò, M., Marchand, M., and Medina, R. (2010). Coastal setbacks for the Mediterranean: a challenge for ICZM. *J. Coast. Conserv.* 14, 33–39.

Sanò, M., Jiménez, J.A., Medina, R., Stanica, A., Sanchez-Arcilla, A., and Trumbic, I. (2011). The role of coastal setbacks in the context of coastal erosion and climate change. *Ocean Coast. Manag.* 54, 943–950.

SHAPE Establishment of coastal setback: An explanatory report on Article 8-2 of ICZM Protocol Issues to be considered (<http://www.shape-ipaproject.eu/download/listbox/WP3%20action%203.2%20%20reports%20on%20setback%20requirements/Explanatory%20report%20on%20Article%208.pdf>)

Small, C. (2009). The Color of Cities: An Overview of Urban Spectral Diversity. In *Global Mapping of Human Settlements*, (Taylor & Francis),.

UNEP/MAP (2012). Initial Integrated Assessment of the Mediterranean Sea: Fulfilling Step 3 of the Ecosystem Approach Process.

UNEP/MAP (2013). Approaches for definition of Good Environmental Status (GES) and setting targets for the Ecological Objective (OE) 7 “Hydrography” and OE8 “Coastal ecosystems and landscape” in the framework of the Ecosystem Approach.

UNEP/MAP/PAP (2000). National Legislations and Proposals for the Guidelines Relating to Integrated Planning and Management of the Mediterranean Coastal Zones (Split).

UNEP/MAP/PAP (2001). White paper: coastal zone management in the Mediterranean. (Split).

UNEP/MAP/PAP (2008). Protocol on Integrated Coastal Zone Management in the Mediterranean (Split: Priority Actions Programme).

Marine noise

Agardy T, Aguilar de Soto N, Cañadas A, Engel MH, Frantzis A, Hatch L, Hoyt E, Kaschner K, LaBrecque E, Martin V, et al. 2007. A Global Scientific Workshop on Spatio-Temporal Management of Noise

Aguilar de Soto N, Johnson M, Madsen PT, Tyack PL, Bocconcelli A, Fabrizio Borsani J. 2006. Does Intense Ship Noise Disrupt Foraging in Deep-Diving Cuvier’s Beaked Whales (*Ziphius Cavirostris*)? *Marine Mammal Science* 22: 690–699.

Azzellino A, Lanfredi C, D’Amico A, Pavan G, Podestà M, Haun J. 2011. Risk mapping for sensitive species to underwater anthropogenic sound emissions: model development and validation in two Mediterranean areas. *Marine pollution bulletin* 63: 56–70.

Bearzi, G., Fortuna, C. & Reeves, R. 2012. *Tursiops truncatus* (Mediterranean subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 26 February 2015

- Borsani JF, Clark CW, Nani B, Scarpiniti M. 2008. FIN WHALES AVOID LOUD RHYTHMIC LOW-FREQUENCY SOUNDS IN THE LIGURIAN SEA. *Bioacoustics - The International Journal of Animal Sound and its Recordings* **17**: 151–193.
- Castellote M. 2009. Patrón migratorio, identidad poblacional e impacto del ruido en la comunicación del rorqual común (*Balaenoptera physalus* l. 1758) en el mar Mediterráneo occidental. Universidad Complutense de Madrid.
- Castellote M, Clark CW, Lammers MO. 2012. Acoustic and behavioural changes by fin whales (*Balaenoptera physalus*) in response to shipping and airgun noise. *Biological Conservation* **147**: 115–122.
- Castellote M and Llorens C. 2013. Review of the effects of offshore seismic surveys in cetaceans: are mass strandings a possibility? 3rd International Conference: The Effects of Noise on Aquatic Life. Budapest, Hungary, August 2013.
- Dähne M, Gilles A, Lucke K, Peschko V, Adler S, Krügel K, Sundermeyer J, Siebert U. 2013. Effects of pile-driving on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) at the first offshore wind farm in Germany. *Environmental Research Letters* **8**: 025002.
- Dekeling RPA, Tasker ML, Van der Graaf AJ, Ainslie MA, Andersson MH, André M, Borsani JF, Brensing K, Castellote M, Cronin D, et al. 2013a. Monitoring Guidance for Underwater Noise in European Seas - Executive Summary. 2nd Report of the Technical Subgroup on Underwater Noise (TSH Noise)
- Dekeling RPA, Tasker ML, Van der Graaf AJ, Ainslie MA, Andersson MH, André M, Borsani JF, Brensing K, Castellote M, Cronin D, et al. 2013b. Monitoring Guidance for Underwater Noise in European Seas. PART II - MONITORING GUIDANCE SPECIFICATION
- DeRuiter SL, Southall BL, Calambokidis J, Zimmer WMX, Sadykova D, Falcone E a, Friedlaender AS, Joseph JE, Moretti D, Schorr GS, et al. 2013. First direct measurements of behavioural responses by Cuvier's beaked whales to mid-frequency active sonar. *Biology letters* **9**: 20130223.
- De Jong, C. A. F., Ainslie, M. A., & Blanquière, G. (2011). *Standard for measurement and monitoring of underwater noise, Part II: procedures for measuring underwater noise in connection with offshore wind farm licensing*. The Netherlands Ministry of Infrastructure and the Environment
- Paolo Favali, Francesco Chierici, Giuditta Marinaro, Gabriele Giovanetti, Adriano Azzarone, Laura Beranzoli, [...] and Gianni Pavan, 2013. NEMO-SN1 Abyssal Cabled Observatory in the Western Ionian Sea. *IEEE Journal of Oceanic Engineering* 01/2013 38(2): 358 – 374.
- Fernandez A, Arbelo M, Deaville R, Patterson IAP, Castro P, Baker JR, Degollada E, Ross HM, Herraes P, Pcknell AM, et al. 2004. Whales, sonar and decompression sickness (reply). *Nature* **576**: 575–576.
- Finneran, J. J., and Schlundt, C. E. (2013). “Effects of fatiguing tone frequency on temporary threshold shift in bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*),” *J. Acoustic Soc. Am.* 133, 1819-1826.
- Filadelfo R, Mintz J, Michlovich E, D'Amico A, Tyack PL, Ketten DR. 2009. Correlating Military Sonar Use with Beaked Whale Mass Strandings: What Do the Historical Data Show? *Aquatic Mammals* **35**: 435–444.
- Frantzis A. 1998. Does acoustic testing strand whales? *Nature* **392**: 29.

- Lucke K, Siebert U, Lepper P a, Blanchet M-A. 2009. Temporary shift in masked hearing thresholds in a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) after exposure to seismic airgun stimuli. *The Journal of the Acoustical Society of America* **125**: 4060–70.
- Madsen PT, Payne R, Kristiansen NU, Wahlberg M, Kerr I, Møhl B. 2002. Sperm whale sound production studied with ultrasound time/depth-recording tags. *The Journal of experimental biology* **205**: 1899–906.
- Martin V, Servidio A, Garcia S. 2004. Mass strandings of beaked whales in the Canary Islands. In *Proceedings of the workshop on active sonar and cetaceans*, Evans PGH, Miller LA (eds). European Cetacean Society newsletter No 42; 33–36.
- Merchant ND, Barton TR, Thompson PM, Pirotta E, Dakin DT, Dorocicz J. 2013. Spectral probability density as a tool for ambient noise analysis. *The Journal of the Acoustical Society of America* **133**: EL262–7.
- De Micco P. The prospect of Eastern Mediterranean gas production□: An alternative energy supplier for the EU□?
- Notarbartolo di Sciara, G., Frantzis, A., Bearzi, G. & Reeves, R. 2012. *Physeter macrocephalus* (*Mediterranean subpopulation*). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 26 February 2015
- OWEMES. 2012. Offshore wind and other marine renewable energies in the Mediterranean and European seas. In *Proceedings of the European Seminar OWEMES 2012*, Lazzari A, Molinas P (eds). National Agency for New Technologies, Energy and Sustainable Economic Development: Rome;
- Podestà M., A. D’Amico, G. Pavan, A. Drougas, A. Komnenou and N. Portunato, 2006. A Review of *Ziphius cavirostris* (G. Cuvier, 1823) strandings in the Mediterranean Sea. *J. CETACEAN RES. MANAGE.* 7(3): 251–261.
- Pulvirenti S., Inserra P., Caruso F., Giovanetti G., Grasso R., Larosa G., Pavan G., Pellegrino C., Riccobene G., SimoEne F., Speziale F., Sciacca V., Viola S., on behalf of SMO, KM3NeT Italy and EMSO collaboration (2014). Analisi del rumore acustico sottomarino e correlazione con il traffico navale presente nell’area del golfo di catania. Proceedings 41° AIA.
- Richardson, W. J., C. R. Greene, Jr., C. I. Malme, and D. H. Thomson (eds). 1995. *Marine Mammals and Noise*. Academic Press, San Diego CA, 576 pp.
- Rolland, Rosalind M., Parks, Susan E., Hunt, Kathleen E., Manuel Castellote, Peter J. Corkeron, Douglas P. Nowacek, Samuel K. Wasser and Scott D. Kraus. Evidence that ship noise increases stress in right whales, *Proc. R. Soc. B* (2012) 279, 2363–2368
- Southall, B. L., Bowles, A. E., Ellison, W. T., Finneran, J. J., Gentry, R. L., Greene, C. R. J., ... Tyack, P. L. (2007). Marine Mammal Noise Exposure Criteria: Initial Scientific Recommendation. *Aquatic Mammals*, 33(4)
- Tougaard, J., Kyhn, L. A., Amundin, M., Wennerberg, D. and Bordin, C., “Behavioral reactions of harbor porpoise to pile-driving noise”, *Advances in Experimental Medicine and Biology* 730, edited by Popper, A. N. and Hawkins. A., *The Effects of Noise on Aquatic Life*, Springer Science + Business Media, 2012, pp. 277-280
- Tyack PL, Zimmer WMX, Moretti D, Southall BL, Claridge DE, Durban JW, Clark CW, D’Amico A, DiMarzio N, Jarvis S, et al. 2011. Beaked whales respond to simulated and actual navy sonar. *PLoS one* **6**: e17009.

Urlick, Robert J. (1996). Principles of underwater sound. pp 444 Peninsula Publishing. 3rd Edition.

US Energy Information Administration. 2013. Overview of oil and natural gas in the Eastern Mediterranean region GOElogy

Watkins, W. A. 1980. Acoustics and the behaviour of sperm whales. In Animal sonar systems . Plenum, New York and London : 283-290.

Watkins, W. A. (1981). Activities and underwater sounds of fin whales. Sci. Rep. Whales Res. Inst., 33, 83-117.

Weir CR. 2008. Overt Responses of Humpback Whales (*Megaptera novaeangliae*), Sperm Whales (*Physeter macrocephalus*), and Atlantic Spotted Dolphins (*Stenella frontalis*) to Seismic Exploration off Angola. *Aquatic Mammals* **34**: 71–83.