



NATIONS
UNIES

EP

UNEP(DEPI)/MED WG.417/6



PNUE



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

8 Juin 2015
Français
Original : Anglais

Réunion des Points Focaux de MED POL

Malte, 16-19 juin 2015

Session conjointe des Réunions des Points Focaux de MED POL et REMPEC

Point 5 de l'ordre du Jour : Principaux éléments du Programme de surveillance et d'évaluation intégrée relatif aux Objectifs Ecologiques 5, 9 et 10.

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

Table des matières

Note du Secrétariat

Chapitre I – Chapitre sur l’Eutrophisation et Fiche de données relative

Chapitre II – Chapitre sur les Contaminants et Fiche de données relative

Chapitre III – Chapitre sur les Déchets Marins et Fiche de données relative

Note du Secrétariat

Ce document a été préparé sur la base de la discussion tenue à la Réunion du groupe de correspondance intégré sur la surveillance CorrMon, tenue le 31 mars – 1^{er} avril, à Athènes, en Grèce.

La réunion a passé en revue et approuvé les éléments proposés pour la surveillance des OE 5, 9 & 10, tels qu'ils sont présentés dans ce document et a recommandé sa soumission à la Réunion des Points Focaux du MED POL, pour un examen plus approfondi et pour approbation, le cas échéant.

En outre, la réunion CorrMon a fait la lumière sur plusieurs questions quant aux critères d'évaluation pour les OE 5 & 9 à l'attention de la réunion des Points Focaux de MED POL.

Chapitre I –
Chapitre sur l’Eutrophisation et Fiche de données relative

I. 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 atteint 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.

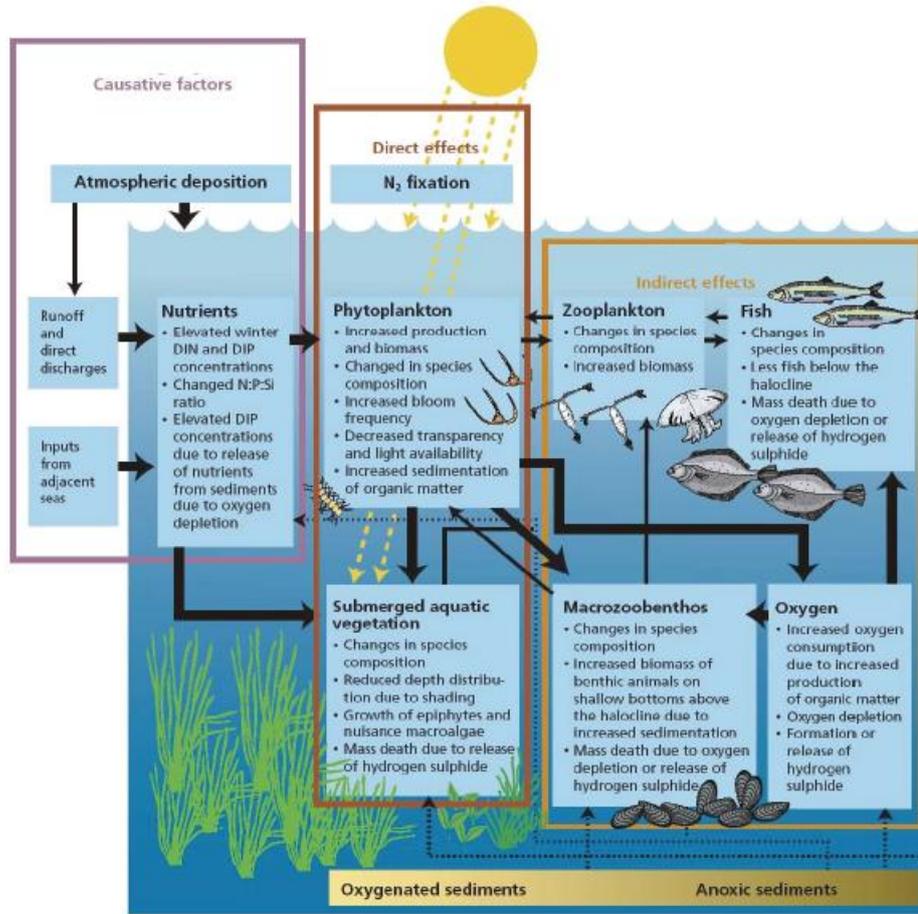


Figure 1. Modèle conceptuel de l'eutrophisation. Les flèches indiquent les interactions entre différents compartiments écologiques. Un écosystème marin équilibré se caractérise par: 1. une chaîne alimentaire pélagique (phytoplancton ► zooplancton/zoobenthos ► poissons), qui établit un couple efficace 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, 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 a DO%, 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.

Il est également recommandé que les parties contractantes comptent sur le plan de classification de la concentration chl-a ($\mu\text{g/l}$) développé par MEDGIG comme une méthode d'évaluation facilement applicable à tous les pays méditerranéens, basée sur des seuils indicatifs et des valeurs de référence en place (voir Table 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 suivi par le programme PNUE/PAM MED POL.

C'est dans ces circonstances, concernant la définition des seuils sous-régionaux pour la chlorophylle-a, une typologie de l'eau se révèle très importante pour développer davantage les plans de classification d'une certaine région. Dans le cadre de l'exercice de MEDGIG, les types d'eau recommandés pour

appliquer l'évaluation de l'eutrophisation sont basés sur des paramètres hydrologiques caractérisés par une certaine circulation et dynamique de région. L'approche typologique est basée sur l'introduction d'un paramètre de stabilité statique (issu des valeurs de température et de salinité dans la colonne d'eau) : un tel paramètre, sur une base numérique robuste, peut décrire l'attitude dynamique d'un système côtier.

Sur la base de la densité de surface et des valeurs de salinité, trois principaux types d'eau ont été définis :

Tableau 1

	Type I	Type II	Type III
σ_t (densité)	<25	25<d<27	>27
salinité	<34.5	34.5<S<37.5	>37.5

Dans une perspective écologique, les trois différents types d'eau peuvent être décrits comme suit :

Type 1 Sites côtiers largement influencés par les apports d'eau douce

Type 2 Sites côtiers pas directement affectés par les apports d'eau douce

Type 3 Sites côtiers pas affectés par les apports d'eau douce

Tel qu'il a été proposé par le groupe d'experts en ligne sur l'eutrophisation mis en place par les Parties contractantes, il est recommandé, en ce qui concerne la concentration en éléments nutritifs, que le BEE puisse être déterminé sur la base d'une surveillance des tendances, jusqu'à ce que des seuils aient été déterminés, négociés, convenus, et communément acceptés à un niveau sous-régional ou régional.

Concernant la chlorophylle a, le groupe d'experts en ligne méditerranéen sur l'eutrophisation recommande l'utilisation de valeurs de référence et de valeurs seuils de l'approche MEDGIG pour évaluer l'état d'eutrophisation tel qu'il est présenté dans le Tableau XX.

Tableau 2:

Typologie des eaux côtières	Conditions de référence de la Chla ($\mu\text{g L}^{-1}$)		Limites de la Chla ($\mu\text{g L}^{-1}$) pour l'état G/M	
	Moyenne arithmétique	90% percentile	Moyenne arithmétique	90% percentile
Type I	1.4	3.93	6.3	17.7
Type II-FR-SP		1.28		3.50
Type II-A Adriatique	0.33	0.8	1.5	4.0
Type II-B Tyrrhénien	0.32	0.77	1.2	2.9
Type III-W Adriatique			0.64	1.7
Type III-W Tyrrhénien			0.48	1.17
Type III_W FR-SP		0.79		1.89
Type IIIE		0.1		0.4

- Note: La phase III de l'exercice MEDGIG est en cours. Ainsi, le tableau ci-dessous pourrait être mis à jour, ce qui sera éventuellement envisagé.

- En conclusion, il est recommandé de compter sur un plan de classification de la concentration de la chl-a ($\mu\text{g/l}$) comme un paramètre facilement applicable à tous les pays méditerranéens, sur la base des seuils indicatifs et des valeurs de référence présentés dans le Tableau 2.
- Toutefois, suite à l'évaluation fournie par un nombre de pays et sur la base d'autres informations disponibles, il a été souligné que les pays méditerranéens utilisent des méthodes différentes pour l'évaluation de l'eutrophisation, telles TRIX, l'échelle d'Eutrophisation, EI, HEAT, etc. Il est très important de continuer à utiliser ces outils d'une manière appropriée, aux niveaux national et sous-régional, au vu de l'expérience à long terme dans certains pays, et ce afin d'évaluer les tendances d'eutrophisation.

**Fiche de données de surveillance des indicateurs pour l'Objectif écologique 5 :
Eutrophisation**

OBJECTIF ÉCOLOGIQUE 05: L'eutrophisation due aux activités humaines est évitée, en particulier les effets néfastes qu'elle entraîne tels que les pertes de biodiversité, la dégradation des écosystèmes, les proliférations algales nocives, l'appauvrissement en oxygène des eaux du fond

Description de l'Indicateur commun	DESCRIPTION Paramètres et/ou éléments, matrice	Méthode d'évaluation	Lignes directrices, méthodes de références, AQ/CQ	Recommandations/Données complémentaires nécessaires
<p>Indicateur commun 7 Indicateur CdP18:5.1.1. : Concentration des principaux éléments nutritifs dans la colonne d'eau Avec l'Objectif écologique 5.1. : Les apports d'origine anthropique d'éléments nutritifs dans le milieu marin n'entraînent pas de phénomènes d'eutrophisation</p> <p>Indicateur de pression</p>	<p>Azote total (N µmol/L), Nitrate (NO₃-N µmol/L)*, Ammonium (NH₄-N µmol/L)*, Nitrite (NO₂-N µmol/L)*, Orthophosphate (P-PO₄ µmol/L), Phosphore total *, Silicate (SiO₂ µmol/L)</p>	<p>Programme PNUE/PAM MED POL de surveillance des tendances temporelles et d'état</p> <p>Pour les stations côtières prélèvements au moins 4/an, 6 à 12/an recommandés</p> <p>Pour les eaux ouvertes, la fréquence de l'échantillonnage à déterminer à un niveau sous-régional selon une approche fondée sur les risques</p>	<p>Lignes directrices : Stratégie PNUE/PAM MED POL de surveillance continue de l'eutrophisation UNEP(DEC) MED WG.231/14</p> <p>Méthodes de référence : Techniques d'échantillonnage et d'analyse pour la stratégie de surveillance de l'eutrophisation du PNUE/PAM MED POL (Rapports techniques du PAM No. 163) AQ/CQ : Exercices d'interétalonnage de PNUE/PAM MED POL en accord avec QUASIMEME</p>	<p>*Unités entrant dans l'indice TRIX avec des spécificités sous-régionales méditerranéennes</p>
<p>Indicateur commun 7 Indicateur CdP18 : 5.1.1. : Concentration des principaux éléments nutritifs dans la colonne d'eau</p> <p>Sous-indicateur proposé (indicateur CdP18 : 5.1.2)</p> <p>Taux des éléments nutritifs (silice, azote et phosphore), le cas échéant</p>	<p>Si:N, N:P, Si:P</p>	<p>Surveillance des éléments nutritifs dans le cadre du Programme PNUE/PAM MED POL de surveillance des tendances temporelles et de l'état</p> <p>Pour les stations côtières prélèvements au moins 4/an, 6 à 12/an recommandés</p> <p>Dérivation mathématique simple des ratios des concentrations en éléments nutritifs</p>	<p>Lignes directrices : Stratégie PNUE/PAM MED POL de surveillance continue de l'eutrophisation UNEP(DEC)MED WG.231/14</p> <p>Méthodes de référence : Techniques d'échantillonnage et d'analyse pour la stratégie de surveillance de l'eutrophisation du PNUE/PAM MED POL (Rapports techniques du PAM No. 163)</p>	

<p>Indicateur commun 8 Indicateur CdP18 : 5.2.1. Concentration de la chlorophylle-a dans la colonne d'eau</p> <p>Avec l'Objectif écologique 5.2. Les effets directs du surenrichissement en éléments nutritifs sont évités</p> <p>Indicateur de l'état/impact</p>	<p>Concentration de la chlorophylle-a dans l'eau de mer ($\mu\text{g/l}$)*</p>	<p>Programme PNUE/PAM MED POL de surveillance des tendances temporelles et d'état</p> <p>Pour les stations côtières prélèvements au moins 4/an, 6 à 12/an recommandés.</p> <p>Besoin de mener des discussions approfondies avec les Points Focaux si la fréquence d'échantillonnage peut être augmentée sur une base mensuelle, afin de soutenir, d'une manière suffisante, l'application de méthodes d'évaluation (comme TRIX), tenant compte des changements rapides qui pourraient avoir lieu au niveau des variables chimiques et biologiques ou réaliser un échantillonnage plus fréquent durant les saisons hautement variables et moins fréquent durant les périodes plus stables</p>	<p>Lignes directrices : Stratégie PNUE/PAM MED POL de surveillance continue de l'eutrophisation UNEP(DEC)MED WG.231/14</p> <p>Méthodes de référence : Techniques d'échantillonnage et d'analyse pour la stratégie de surveillance de l'eutrophisation du PNUE/PAM MED POL (Rapports techniques du PAM No. 163) Exercices d'interétalonnage de PNUE/PAM MED POL en accord avec QUASIMEME</p>	<p>*Unités entrant dans l'indice TRIX avec les spécificités sous-régionales méditerranéennes</p> <p>Les valeurs limites indicatives pour la chlorophylle-a déterminées dans le cadre du MED GIG pour la classification par états demandée par la Directive-cadre sur l'eau de l'UE, à savoir entre "bon état" et "état moyen" pourraient être essayées par des pays méditerranéens hors de l'UE pour déterminer si elles sont pertinentes.</p> <p>Les techniques de télédétection seraient un outil utile pour évaluer les concentrations de chlorophylle. À l'échelle régionale, la télédétection pourrait être utile pour détecter les zones où des problèmes sont en train d'émerger.</p> <p>Il est recommandé d'entreprendre des programmes pilotes à l'échelle sous-régionale pour vérifier l'intégration de la télédétection et des données <i>in situ</i>.</p>
<p>Indicateur commun 8 Indicateur CdP18 : 5.2.1 Concentration de la chlorophylle-a dans la colonne d'eau</p> <p>Avec le sous-indicateur proposé de Transparence de l'eau s'il y a lieu</p>	<p>Transparence de l'eau mesurée, comme p. ex. la profondeur de Secchi ou selon la Norme ISO 7027 :1999 - Qualité de l'Eau – Détermination de la Turbidité</p>	<p>Programme PNUE/PAM MED POL de surveillance des tendances temporelles et d'état</p>	<p>Lignes directrices : Stratégie PNUE/PAM MED POL de surveillance continue de l'eutrophisation UNEP(DEC)MED WG.231/14</p> <p>Méthodes de référence : Techniques d'échantillonnage et d'analyse pour la stratégie de surveillance de l'eutrophisation du PNUE/PAM MED POL (Rapports techniques du PAM</p>	

<p>Indicateur de l'état/impact</p>			<p>No. 163) Norme ISO 7027 :1999 - Qualité de l'Eau - Détermination de la Turbidité</p>	
<p>Indicateur commun 8 Indicateur CdP18 : 5.2.1 Concentration de la chlorophylle-a dans la colonne d'eau Avec le sous-indicateur proposé 5.3.1. Oxygène dissous à proximité du fond, autrement dit modifications dues à l'accroissement de la décomposition de matières organiques et dimensions de la zone concernée Indicateur de l'impact/pression</p>	<p>Concentration de l'oxygène dissous (mg/l) et Saturation (%)*</p>	<p>Programme PNUE/PAM MED POL de surveillance des tendances temporelles et d'état</p>	<p>Lignes directrices : Stratégie PNUE/PAM MED POL de surveillance continue de l'eutrophisation UNEP(DEC)MED WG.231/14 Méthodes de référence : Techniques d'échantillonnage et d'analyse pour la stratégie de surveillance de l'eutrophisation du PNUE/PAM MED POL (Rapports techniques du PAM No. 163)</p>	<p>*Unités entrant dans l'indice TRIX en tant qu'écart de taux absolu par rapport à la saturation avec les spécificités méditerranéennes reflétées au niveau sous-régional Variations quotidiennes des profils d'oxygène dissous à la saison critique et des profils de T₀ et de salinité, établies grâce à l'application de balises spécifiques.</p>

Chapitre II

Chapitre des Contaminants et Fiche de données relative

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. Ainsi, il sera essentiel, dans les prochaines années, d'étendre et de développer davantage l'utilisation de méthodes à effets biologiques pour bien couvrir l'OE9.

Le BEE relevant de l'Objectif écologique 9 est atteint lorsque les contaminants ne causent pas d'impact significatif sur les écosystèmes côtiers et marins 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, des méthodes intégrées d'évaluation chimique et biologique 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 assurée 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, la 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 Offshore¹ 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

¹ *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.*

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

1.1. 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. 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.

1.2. Sélectionner les sites pour la surveillance environnementale des contaminants et des effets biologiques

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 et des effets biologiques 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.

1.3 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 PAH.

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).

1.4 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 EO9 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 (BAC²) 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 tester davantage si la normalisation convient à 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. Certaines régions du NO de la Méditerranée ont déjà des preuves qui montrent clairement que la normalisation n'est pas appropriée vu que ces facteurs environnementaux ne sont pas corrélés aux concentrations de contaminants (León et al. et al, 2014). Il sera également nécessaire d'enquêter davantage sur les différences sous-régionales liées aux taux de sédimentation et à la géocomposition de 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 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

² 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.

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 suivies 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 déceler 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*³) 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.

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.

³ 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 déceler la présence de métaux-traces et de contaminants organiques.

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 (congénères individuels)	T ₀	BAC	BAC
PCBs (congénères individuels)	T ₁	EAC	EAC
Σ7CBs ICES	To	BAC	-
Σ7CBs ICES	T1	ERL	-
Lindane	To	BAC	BAC
Lindane	T1	ERL	BAC
HCB	To	BAC	BAC
HCB	T1	ERL	-
pp-DDE	T0	BAC	BAC
pp-DDE	T1	ERL	EAC
α-HCH	T0	-	BAC
α-HCH	T1	ERL	-
Dieldrine	T0	BAC	-
Dieldrine	T1	ERL	EAC

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, en particulier pour la mise à jour des concentrations actuelles BACs et la mise 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 (BAC) 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 qui représentent le niveau réel de la concentration des contaminants qui sont au-dessus des concentrations BAC. 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, des composés organochlorés, des PAH et ceux accumulés dans ces matrices 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 facteurs⁴.

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 suivi 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 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

⁴ *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.)*

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 traité l'Étude mondiale de la pollution dans le milieu marin, financé par le PNUE). En dépit de l'important principe sur lequel s'appuie le concept de biomarqueurs, selon lequel la réponse mène à des effets écologiques, il y a encore quelques exemples où des mesures de biomarqueurs ont été directement liées à des réponses au niveau de la communauté. Toutefois, de nombreux exemples révélant des problèmes environnementaux, représentant des signaux d'avertissement d'éventuels problèmes à l'avenir, ont été démontrés durant les dernières décennies (Demetrio et al., 2003; Martínez-Gómez et al., 2010; Fernández et al., 2011)

Le contrôle des effets biologiques doit être coordonné avec le contrôle des contaminants chimiques selon le meilleur rapport coût/efficacité, menant un échantillonnage de terrain, quand c'est possible, selon le même calendrier.

L'évaluation intégrée (mesures chimiques et effets biologiques) devra comprendre uniquement un nombre limité de stations, y compris, au moins:

- Sites de référence: Pour des valeurs de référence et des concentrations de fond.
- Domaines de préoccupation identifiés sur la base de l'examen des informations existantes portant sur les évaluations du MED POL, WFD et MSFD.
- Sites/Régions de pollution sensible représentatifs à l'échelle sous-régionale.

La stratégie d'échantillonnage et d'analyse devra inclure, quand c'est possible:

- Échantillonnage et analyses des mêmes tissus et individus/populations que le contrôle chimique
- Échantillonnage des individus pour les effets biologiques à partir du même site/de la même région comme ceux utilisés pour les analyses chimiques à un moment commun
- Échantillonnage des sédiments au même moment et au même endroit que la collecte du biote (p.ex. poissons)

Pour toutes les stations, la biométrie (taille/longueur, âge), les paramètres biologiques de soutien, comme l'indice de condition (moules), le facteur de condition, l'indice gonado-somatique, l'indice hépato-somatique (poissons) et les données relatives à la température, à la salinité et à l'oxygène dissous de l'eau ambiante doivent également être enregistrés.

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 échantillons de contrôle pour chaque évaluation et 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. Toutefois, la représentation de l'évaluation ne contient pas toutes les informations de soutien. Il n'est pas facile d'identifier les déterminants causaux qui pourraient être responsables du résultat final au niveau du syndrome du stress. En outre, les différentes étapes de l'évaluation ne peuvent pas être facilement ramenées à une étape précédente, pour identifier soit des mesures de contaminants ou d'effets suscitant d'éventuelles préoccupations ou des sites contribuant à de mauvaises évaluations régionales.

Outre le système d'experts, différents indices ont été développés pour évaluer les réponses biologiques relatives aux contaminants en associant des résultats de différents marqueurs, comme la Réponse Intégrée du Biomarqueur (IBR) (Belaieff and Burgeot, 2002), l'Indice d'Évaluation de la Santé (HAI) (Adams et al., 1993), l'Indice d'Évaluation de l'Effet Biologique (Broeg et al., 2005) et l'Indice Intégratif du Biomarqueur (Marigómez et al., 2013). De plus, différents modèles sont désormais disponibles dans la région méditerranéenne pour développer des typologies variées de données, avec l'approche des classes et les regrouper dans une évaluation finale, toujours basée sur la séparation entre les 5 classes (Benedetti et al., 2012).

Les mollusques (principalement les moules, les espèces *Mytilus*) et les poissons (les espèces *Mullus*, *Platichthys flesus* L., *Zoarcetes viviparus*, *Perca*) de populations naturelles ont été largement 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 certains projets de recherche nationaux et sous-régionaux aient été également menés durant les dernières années utilisant des moules en cage (RINBIO; MYTILOS, Projet MYTIMED, etc.). Des périodes d'exposition de plusieurs mois sont généralement requises pour évaluer la bioaccumulation de la plupart des contaminants organiques les plus persistants et révéler des effets chroniques plus subtils sur les organismes. Bien que les moules en cage puissent être utilisées pour évaluer certaines réponses précoces à des effets biologiques, elles ne

peuvent pas remplacer les programmes de bio surveillance de la pollution, basés sur l'échantillonnage des moules à partir de populations naturelles. Comme l'expérience l'a montré, l'utilisation des moules en cage dans le cadre de programmes de bio surveillance à grande échelle implique une stratégie de surveillance à un coût supérieur que celui de l'utilisation de moules à partir de populations naturelles car deux campagnes d'échantillonnage sur le terrain au moins doivent être organisées et la récupération des cages n'est pas garantie. L'utilisation de moules en cage pour la surveillance d'effets peut s'avérer toutefois utile dans le cadre d'études environnementales exploratoires à court terme, p. ex. autour des points chauds.

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 tropique 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. Toutefois, l'échantillonnage sur le terrain pour évaluer les niveaux de contaminants dans les tissus des poissons doit être intégré et coordonné avec l'échantillonnage d'autres tissus de poissons (foie, sang, gonades, cerveau, etc.) pour appliquer, à l'avenir, l'utilisation d'effets biologiques chez les poissons à partir de populations naturelles au lieu que ce ne soit à partir de poissons en cage. 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 bio indicateurs 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 bio marqueur 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'aire 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 que des techniques propres à chaque contaminant ne peuvent pas garantir que la mesure des réponses et des réactions à l'intérieur des organismes marins à partir de populations naturelles sont causées par l'exposition à des contaminants spécifiques simples, 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 sélectionnés 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).⁵

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 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.
- Le suivi des déversements des hydrocarbures jusqu'à leur source par la modélisation à posteriori.
- 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 (voir Martínez-Gómez et al., 2010).

6. Surveillance des contaminants dans les poissons et autres fruits de mer destinés à la consommation humaine (Indicateur commun 14 : 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

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

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 : ftp://ftp.fao.org/codex/Meetings/cccf/cccf7/cf07_INFe.pdf

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.
- 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 15 : 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 4 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 4.

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). Le PNUE/PAM met actuellement à jour certaines directives et méthodes de référence à soumettre lors de la prochaine réunion des Points Focaux MED POL en juin 2015

**Fiche de données de surveillance pour l'Objectif écologique 9 :
Contaminants**

Objectif écologique 09: Les contaminants ne causent aucun impact significatif sur les écosystèmes côtiers et marins et sur la santé humaine

Description de l'Indicateur commun	DESCRIPTION Paramètres et/ou Éléments, matrices	Méthode d'évaluation	Directives de surveillance, données et AQ/CQ existant, Méthodes de référence pour l'échantillonnage et l'analyse	Recommandations / Données supplémentaires nécessaire
<p>Indicateur commun 11</p> <p>Indicateur CdP 18 9.1.1 : Les concentrations des contaminants-clés nocifs dans les matrices pertinentes (le biote, les sédiments et l'eau de mer)</p> <p>Avec l'Objectif opérationnel (9.1 de la décision CdP18)</p> <p>La concentration des contaminants prioritaires (tels que spécifiés dans la Convention de Barcelone et le Protocole tellurique) est maintenue dans les limites acceptables et n'augmente pas.</p> <p>Indicateur de pression</p>	<p>Hg, Cd, Pb, PCB, pesticides halogénés (aldrine, dieldrine, HCB, lindane, ΣDDT), PAH</p> <p>Dans les sédiments et le biote représentatif (bivalves comme <i>Mytilus galloprovincialis</i>, poisson comme <i>Mullus barbatus</i>). Les PAH chez les poissons ne sont pas considérés comme représentatifs.</p> <p>Dosage de l'aluminium (AL) et du carbone organique (OC) dans les sédiments à des fins de normalisation du testing</p> <p>pH dans l'eau de mer pour mesurer l'acidification</p> <p>La surveillance des contaminants dans l'eau de mer présente des défis spécifiques et il est recommandé de mener une surveillance en vertu d'une décision prise pays par pays.</p>	<p>Le programme de surveillance de l'État et des tendances temporelles du PNUE/PAM MED POL</p> <p>Au moins chaque année, pour le biote (pour les moules avant la période de la fraie et pour les poissons hors de la période de fraie), chaque 4-5 ans pour les sédiments dans les zones à faible sédimentation et chaque année, pour les sédiments dans les zones à haute sédimentation, y compris les estuaires et les ports, dans les conditions hydrographiques les plus stables. Fréquence de la surveillance dans les zones à faible sédimentation à discuter davantage à la réunion des PF de MEDPOL en juin 2015.</p>	<p>Le programme d'évaluation et de maîtrise de la pollution dans la région de la Méditerranée – Série de rapports techniques du PAM N° 120</p> <p>AQ/CQ via PNUE/PAM MED POL/AIEA MESL</p> <p>Les méthodes de référence d'échantillonnage et d'analyse figurent dans les orientations de surveillance EcAp, Annexe X</p>	<p>D'autres contaminants peuvent être ajoutés selon les spécificités des pays et/ou selon l'importance régionale, suite à un examen et à une évaluation de la liste prioritaire des substances définies par le Protocole tellurique – [telles que d'autres métaux - traces, TBT, PBDE, etc.]</p> <p>La définition des EAC est requise pour identifier les métaux-traces dans les sédiments et le biote et les PAH dans les sédiments. Le groupe d'expert en ligne a été mis en place afin de développer BAC et EAC le cas échéant</p> <p>Les premières estimations des concentrations de référence des métaux-traces dans les sédiments et le biote, ainsi que les PAH dans les sédiments, sont publiées par le programme de surveillance nationale.</p> <p>Une décision commune est nécessaire quant au développement d'une méthodologie afin d'y inclure la surveillance des oiseaux marins touchés par la pollution (quantification qui vise les événements de pollution pétrolière chronique, non les événements de pollution aiguë).</p> <p>Une décision commune est nécessaire pour déterminer si l'indicateur couvre uniquement (a) la période à partir de l'interruption des données utilisées pour l'évaluation initiale du PNUE/PAM MED POL ; (b) uniquement la période depuis le début du programme de surveillance de l'EcAp; ou (c) une plus longue période, par exemple, selon l'intérêt de montrer les changements du milieu marin à l'échelle planétaire.</p>

Description de l'Indicateur commun	DESCRIPTION Paramètres et/ou Éléments, matrices	Méthode d'évaluation	Directives de surveillance, données et AQ/CQ existant, Méthodes de référence pour l'échantillonnage et l'analyse	Recommandations / Données supplémentaires nécessaire
<p>Indicateur commun 11</p> <p>Indicateur CdP 18 9.1.1 : Les concentrations des contaminants-clés nocifs dans les matrices pertinentes (le biote, les sédiments et l'eau de mer)</p> <p>Avec l'Objectif opérationnel (9.1 de la décision CdP18)</p> <p>La concentration des contaminants prioritaires (tels que spécifiés dans la Convention de Barcelone et le Protocole tellurique) est maintenue dans les limites acceptables et n'augmente pas.</p> <p>Indicateur de pression</p>	<p>Hg, Cd, Pb, PCB, pesticides halogénés (aldrine, dieldrine, HCB, lindane, ΣDDT), PAH</p> <p>Dans les sédiments et le biote représentatif (bivalves comme <i>Mytilus galloprovincialis</i>, poisson comme <i>Mullus barbatus</i>). Les PAH chez les poissons ne sont pas considérés comme représentatifs.</p> <p>Dosage de l'aluminium (AL) et du carbone organique (OC) dans les sédiments à des fins de normalisation du testing</p> <p>pH dans l'eau de mer pour mesurer l'acidification</p> <p>La surveillance des contaminants dans l'eau de mer présente des défis spécifiques et il est recommandé de mener une surveillance en vertu d'une décision prise pays par pays.</p>	<p>Le programme de surveillance de l'État et des tendances temporelles du PNUE/PAM MED POL</p> <p>Au moins chaque année, pour le biote (pour les moules avant la période de la fraie et pour les poissons hors de la période de fraie), chaque 4-5 ans pour les sédiments dans les zones à faible sédimentation et chaque année, pour les sédiments dans les zones à haute sédimentation, y compris les estuaires et les ports, dans les conditions hydrographiques les plus stables. Fréquence de la surveillance dans les zones à faible sédimentation à discuter davantage à la réunion des PF de MEDPOL en juin 2015.</p>	<p>Le programme d'évaluation et de maîtrise de la pollution dans la région de la Méditerranée – Série de rapports techniques du PAM N° 120</p> <p>AQ/CQ via PNUE/PAM MED POL/AIEA MESL</p> <p>Les méthodes de référence d'échantillonnage et d'analyse figurent dans les orientations de surveillance EcAp, Annexe X</p>	<p>D'autres contaminants peuvent être ajoutés selon les spécificités des pays et/ou selon l'importance régionale, suite à un examen et à une évaluation de la liste prioritaire des substances définies par le Protocole tellurique – [telles que d'autres métaux - traces, TBT, PBDE, etc.]</p> <p>La définition des EAC est requise pour identifier les métaux-traces dans les sédiments et le biote et les PAH dans les sédiments. Le groupe d'expert en ligne a été mis en place afin de développer BAC et EAC le cas échéant</p> <p>Les premières estimations des concentrations de référence des métaux-traces dans les sédiments et le biote, ainsi que les PAH dans les sédiments, sont publiées par le programme de surveillance nationale.</p> <p>Une décision commune est nécessaire quant au développement d'une méthodologie afin d'y inclure la surveillance des oiseaux marins touchés par la pollution (quantification qui vise les événements de pollution pétrolière chronique, non les événements de pollution aiguë).</p> <p>Une décision commune est nécessaire pour déterminer si l'indicateur couvre uniquement (a) la période à partir de l'interruption des données utilisées pour l'évaluation initiale du PNUE/PAM MED POL ; (b) uniquement la période depuis le début du programme de surveillance de l'EcAp; ou (c) une plus longue période, par exemple, selon l'intérêt de montrer les changements du milieu marin à l'échelle planétaire.</p>

Description de l'indicateur commun	DESCRIPTION Paramètres et/ou Éléments, matrices	Méthode d'évaluation	Directives de surveillance, données et AQ/CQ existant, Méthodes de référence pour l'échantillonnage et l'analyse	Recommandations /Travail supplémentaire, données nécessaires
<p>Indicateur commun 12</p> <p>Indicateur CdP18 9.2.1 : Niveaux des effets de la pollution provenant des contaminants-clés, dans les cas où un lien de cause à effet a été établi</p> <p>Avec l'Objectif opérationnel 9.2 Les effets des contaminants rejetés sont minimisés</p> <p>Indicateur de l'impact</p>	<p>La stabilité de la membrane lysosomale (SML) : un biomarqueur du 1^{er} volet obligatoire proposé par l'approche à deux volets.</p> <p>Réduction de la survie dans l'air ou du Stress sur le Stress (SoS) Tier 2 – biomarqueur optionnel sur la base de l'approche Tier 2.</p> <p>Le test de mesure de l'acétylcholinestérase (AChE) en tant que méthode d'évaluation des effets neurotoxiques sur les organismes aquatiques. Un biomarqueur optionnel du 2e volet proposé par l'approche à 2 volets.</p> <p>Le test des micronoyaux en tant qu'outils d'évaluation des altérations de l'ADN et des effets cytogénétiques sur les organismes marins. Un biomarqueur optionnel du 2e volet proposé par l'approche à 2 volets.</p> <p>Chez les bivalves (comme les moules <i>Mytilus galloprovincialis</i>)</p>	<p>Le programme de surveillance de l'État et des tendances temporelles du PNUE/PAM MED POL</p> <p>Un échantillonnage annuel ou semi-annuel minimal durant la période de reproduction (cas des moules) et hors de la période de fraie (en cas de poissons)</p>	<p>MTS 120</p> <p>Le programme de surveillance de l'État et des tendances temporelles du PNUE/PAM MED POL</p> <p>Un échantillonnage annuel ou semi-annuel minimal durant la période de reproduction en cas de moules</p> <p>PNUE/RAMOGÉ: Manuel sur les biomarqueurs recommandés pour le programme de biosurveillance du MED POL. PNUE, Athènes, 1999.</p> <p>PNUE/PAM, 2005. Fiches d'Information sur les Indicateurs de la Pollution Marine. WGUNEP(DEC) / MED/ WG.264 / Inf.14.</p> <p>Document d'information: stress sur le stress (SoS) dans les mollusques bivalves. <i>Concepción Martínez-Gómez and John Thain</i>. In ICES Cooperative Research Report No 315.</p> <p>Document de base : Le test de mesure de l'acétylcholinestérase en tant que méthode d'évaluation des effets neurotoxiques sur les organismes aquatiques <i>Thierry Burgeot, Gilles Bocquené, Joelle Forget-Leray, Lúcia Guilhermino, Concepción Martínez-Gómez, et Kari Lehtonen</i>. Dans le</p>	<p>D'autres biomarqueurs peuvent être ajoutés en fonction des spécificités et/ou selon la liste de recommandations d'importance régionale établie par les experts.</p> <p>Il est recommandé d'effectuer les tests de l'activité de l'acétylcholinestérase et des micronoyaux pour renforcer les capacités des laboratoires désignés par le PNUE/PAM MED POL sur une période de 3 à 4 ans. A la fin de cette période, on décidera si ces tests seront adoptés en tant que composants obligatoires du programme d'évaluation ECAP PNUE/PAM MED POL</p> <p>En ce qui concerne l'activité de l'acétylcholinestérase, il faut établir l'estimation du BAC et du EAC dans différentes régions géographiques et inclure les différences des eaux de mer T⁰.</p> <p>Plusieurs études ont démontré que les fréquences de référence des micronoyaux étaient affectées par la température de l'eau.</p> <p>Une décision commune est nécessaire quant au développement d'une méthodologie (y compris la décision sur les espèces sentinelles) afin d'y inclure la surveillance de l'imposex et des effets des TBT chez les gastéropodes. La décision doit être prise après plusieurs années quand les données d'imposex commencent à être disponibles pour la Région Méditerranéenne.</p>

Description de l'indicateur commun	DESCRIPTION Paramètres et/ou Éléments, matrices	Méthode d'évaluation	Directives de surveillance, données et AQ/CQ existant, Méthodes de référence pour l'échantillonnage et l'analyse	Recommandations /Travail supplémentaire, données nécessaires
			<p>rapport « cooperativeresearch » de ICES, n° 315.</p> <p><i>Document de base</i> : Le test des micronoyaux en tant qu'outils d'évaluation des altérations de l'ADN et des effets cytogénétiques sur les organismes marins <i>Janina Baršienė, Brett Lyons, Aleksandras Rybakovas, Concepción Martínez-Gómez, Laura Andreikenaite, Steven Brooks, et Thomas Maes.</i> Dans le rapport « cooperativeresearch » de ICES, n° 315.</p> <p>AQ/CQ via les exercices d'interétalonnage du PNUE/PAM MED POL en accord avec l'Université Piemonte Orientale Italie (DiSAV)</p>	

Description de l'indicateur commun	DESCRIPTION Paramètres et/ou Éléments, matrices	Méthode d'évaluation	Directives de surveillance, données et AQ/CQ existant, Méthodes de référence pour l'échantillonnage et l'analyse	Recommandations/ Données supplémentaires nécessaires
<p>Indicateur commun 13</p> <p>Indicateur CdP 9.3.1 La présence, l'origine (et si possible, l'étendue) des événements de pollution extrême (par exemple, des nappes d'hydrocarbures, de produits pétroliers et des substances dangereuses) et leur impact sur le biote touché par cette pollution.</p> <p>Avec l'Objectif opérationnel 9.3 Les événements de pollution grave sont évités et leurs impacts minimisés.</p> <p>Indicateur de pression/impact</p>	<p>Tous les accidents qui causent ou peuvent causer une pollution de la mer par les hydrocarbures et par toute autre substance nocive</p> <p>La présence, les caractéristiques et l'étendue des nappes d'hydrocarbures ou d'autres substances nocives repérées en mer et qui sont susceptibles de constituer une menace grave et imminente pour le milieu marin, pour les côtes ou les intérêts connexes d'une ou de plusieurs Parties;</p> <p>Leurs évaluations ainsi que toute action entreprise ou prévue pour lutter contre la pollution</p> <p>L'évolution de la situation.</p>	<p>La quantification des déversements d'hydrocarbures et d'autres substances chimiques et leur ampleur à travers l'observation et la présentation des rapports.</p> <p>Usage optionnel:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Les images radars satellites, l'observation de l'avion et les approches d'imagerie. • Le suivi des déversements d'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. 	<p>Les lignes directrices pour la présentation des rapports du Protocole relatif aux situations critiques du PNUE/PAM, sont disponibles par le biais du REMPEC</p> <p>Un rapport disponible par le biais du REMPEC (POL REP) sur la communication des informations au REMPEC au sujet de tout rejet de plus de 100 m³</p> <p>Les méthodes d'échantillonnage et d'analyse sont disponibles via REMPEC/OMI</p>	<p>Les parties contractantes devraient améliorer la communication des informations au REMPEC dans le cadre de leurs engagements en vertu des Protocoles relatifs à la prévention et aux situations critiques.</p>

Description de l'indicateur commun	DESCRIPTION Paramètres et/ou Éléments, matrices	Méthode d'évaluation	Directives de surveillance, données et AQ/CQ existant, Méthodes de référence pour l'échantillonnage et l'analyse	Recommandations / Données supplémentaires nécessaires
<p>Indicateur commun 14</p> <p>Indicateur CdP18 9.4.1. Niveaux réels des contaminants qui ont été détectés et le nombre des contaminants qui ont dépassé les limites réglementaires maximales dans les fruits de mer habituellement consommés</p> <p>Avec l'Objectif opérationnel 9.4 : Les niveaux des contaminants dangereux connus dans les principaux types de fruits de mer ne dépassent pas les normes établies</p> <p>Indicateur de pression/impact</p>	<p>Les limites réglementaires fixées: les métaux lourds (Pb, Cd, Hg), les PAH, les dioxines (y compris les PCB de type dioxine)</p>	<p>L'évaluation des résultats de la surveillance exécutée et commandée par les autorités compétentes responsables de la surveillance de la santé, et ce pour les cas où les contaminants sous l'indicateur 9.1.1 (et possiblement 9.2.1) affichent une tendance préoccupante.</p>		<p>Il est recommandé de lier les données de surveillance requises à la base de données PNUE/PAM MED POL par les Parties contractantes</p> <p>Il serait souhaitable de choisir un nombre limité d'espèces cibles parmi les espèces de poissons et d'autres fruits de mer les plus consommées, et ce afin d'assurer une plus grande comparabilité des résultats de surveillance entre les sous-régions.</p> <p>Une liste des concentrations maximales des contaminants et des toxines dans les aliments, établie par la Commission du Codex Alimentarius et de l'OAA/OMS, est disponible sur le site suivant : ftp://ftp.fao.org/codex/Meetings/cccf/cccf7/cf07_INFe.pdf</p>

Description de l'Indicateur commun	DESCRIPTION Paramètres et/ou Éléments, matrices	Méthode d'évaluation	Directives de surveillance, données et AQ/CQ existant, Méthodes de référence pour l'échantillonnage et l'analyse	Recommandations / Données supplémentaires nécessaires
<p>Indicateur commun 15</p> <p>Indicateur CdP18 9.5.1.</p> <p>Pourcentage des concentrations des entérocoques intestinaux selon les normes établies</p> <p>Avec l'Objectif opérationnel 9.5 :</p> <p>La qualité des eaux de baignade et des eaux utilisées à des fins récréatives ne peut pas porter atteinte à la santé humaine</p> <p>Indicateur de pression/impact</p>	<p>Les entérocoques intestinaux dans les eaux de baignade et des eaux utilisées à des fins récréatives</p>	<p>PNUE/PAM MED POL/OMS</p> <p>Le programme de surveillance des eaux de baignade et des eaux utilisées à des fins récréatives</p> <p>Un échantillonnage bimensuel au printemps et en été et jusqu'en automne</p>	<p>Les critères et les normes sur la qualité des eaux de baignade dans la région de la Méditerranée. COP 17 Décision IG20/9</p> <p>AQ/CQ disponible via PNUE/PAM MED POL/OMS</p> <p>ISO 7899-2 selon la technique de filtration sur membrane ou toute autre technique approuvée</p>	

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.

**.Chapitre III –
Chapitre sur les Déchets Marins et Fiche de données relative**

II. 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 et représentent ce qui est nécessaire aux CPs (pollution marine, caractérisation des sources, etc.), 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 débris 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. 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.

3.2.1 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.

3.2.2 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.

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 d'une manière répétable pendant les études des plages.

Une limite inférieure à 2.5 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.

3.3 Évaluation de la qualité/Contrôle de la qualité pour les déchets marins

Selon les lignes directrices du PNUE (Chesire *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 suivi 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. Cette approche devrait être employée en tant qu'une composante des études sur les déchets des plages.

3.4 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 en mer (Indicateur commun 17 : tendances relatives à la quantité de déchets dans la colonne d'eau, y compris les microplastiques et les déchets reposant sur les fonds marins, lesdits déchets flottants)

Note : Vu la faible présence de déchets entre deux eaux, il est recommandé que l'indicateur se concentre sur les déchets de surface et du fonds marin.

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

HELMPEA (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 recueillies, 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 suivi 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'atteint pas 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'acquérir 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).

Tableau 5

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 suivie 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 17 : 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 recueillir, 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 recueillir 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 [$\text{Abondance (10-4)} = 0.038 \times (\text{Année}) + 1.062$ ($R^2 = 0.36$)] 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 recueillies 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 révélé 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 18: 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)

Note: En raison de la disponibilité des protocoles et de l'état des connaissances, il est recommandé que l'indicateur se concentre sur la tortue de mer *Caretta caretta*

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, suivi 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, suivi 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.*, 2005⁶; 2011 b; Matiddi *et al.*, 2011⁷) 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 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. 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.

⁶ 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.

⁷ 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-rendu de la 4e Conférence sur les tortues marines de Méditerranée. 7-10 Novembre, Naples.*

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'emmèlement parmi les animaux échoués

Les blessures ou décès directs sont plus facilement observés et donc plus fréquemment signalés pour l'emmèlement 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'emmèlement 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 emmèlement, 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'emmèlement 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 emmèlement

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'un suivi 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'examen 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.

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 micro plastiques collectés sur le terrain et un protocole détaillé pour l'échantillonnage des eaux de surface

**Fiche de données de surveillance pour l'Objectif écologique 10 :
Déchets marins**

OBJECTIF ÉCOLOGIQUE 10 : Les déchets marins et côtiers n'affectent pas le milieu marin et côtier

Description de l'indicateur commun	DESCRIPTION Paramètres et/ou éléments, matrice	Méthode d'évaluation	Lignes directrices, méthodes de référence, AQ/CQ	Recommandations /données additionnelles nécessaires
<p>Indicateur commun 16 Indicateur CdP18 10.1.1. : Tendances concernant la quantité de déchets ayant échoué ou déposés sur le littoral, avec l'analyse de leur composition, de leur répartition spatiale et, si possible, de leur origine Avec l'Objectif opérationnel 10.1: Les impacts dus aux propriétés et quantités des déchets marins dans le milieu marin et côtier sont réduits au minimum Indicateur de pression/impact</p>	<p>Nombre de déchets individuels limite inférieure minimale 2.5 cm dans la dimension la plus longue sur au moins 1 section du littoral de 100 m sur des plages légèrement ou moyennement polluées (2 sections idéalement) et 100 m sur les plages extrêmement polluées (une section de 50 m exceptionnellement, avec un facteur de normalisation jusqu'à 100 m pour garantir la cohérence)</p>	<p>Programme PNUE/PAM MED POL de surveillance des tendances Au moins 2 enquêtes par an au printemps et à l'automne (idéalement 4 enquêtes par an au printemps, en été, à l'automne et en hiver)</p>	<p>Lignes directrices avec méthodes de référence : UNEP DEPI (MED) WG 394. Inf.5</p>	<p>AQ conformément aux Protocoles recommandés d'assurance de la qualité (à savoir Ocean Conservancy, National Marine Debris Monitoring Programme (Sheavly, 2007, voir texte des lignes directrices de surveillance EcAp)</p>
<p>Indicateur commun 17 Indicateur CdP18 10.1.2. : Tendances concernant les quantités de déchets en mer, y compris les microplastiques*, et sur les fonds marins Avec l'Objectif opérationnel 10.1. : Les impacts dus aux propriétés et quantités des déchets marins dans le milieu marin et côtier sont réduits au minimum</p>	<p>Déchets dans la colonne d'eau : Déchets individuels flottants, 2,5 à 50cm, par km² Déchets sur le fond marin des eaux côtières peu profondes (0-20m): déchets individuels faisant l'objet de relevés visuels au dont la taille dépasse 2,5 cm Déchets sur le fond marin 20-800m: déchets/ha ou déchets individuels/km² de déchets collectés dans le cadre des relevés au chalut de fond</p>	<p>Pour la surveillance visuelle à partir de navires des déchets flottants de 2,5 cm à 50 cm par déchet individuel/km² Pour les déchets sur le fond marin des eaux côtières peu profondes (0-20m): enquêtes visuelles sous-marines avec SCUBA/plongée libre au minimum annuellement, au maximum trimestriellement sur la base les enquêtes transects en vigueur pour l'évaluation de la faune benthique</p>	<p>Lignes directrices et méthodes de référence : UNEP DEPI (MED) WG 394. Inf.5</p>	<p>Il est recommandé de se concentrer sur les déchets de surface et les déchets du fond marin. *Pour les microplastiques à la surface, les échantillons prélevés sur les filets à zooplancton (mailles de 333µm 6m de long, échantillonnage de 30 minutes) ou par Enregistreur continu de plancton (CPR) – Taille minimale 330 µm La collecte de données sur les microplastiques est coûteuse et il sera important d'identifier les approches de surveillance (et les métadonnées</p>

Description de l'indicateur commun	DESCRIPTION Paramètres et/ou éléments, matrice	Méthode d'évaluation	Lignes directrices, méthodes de référence, AQ/CQ	Recommandations /données additionnelles nécessaires
		<p>Pour la collecte de déchets sur le fond marin (20-800m) au moyen des programmes de relevés continus des stocks de poisson au chalut de fond (tel que MEDITS)</p>		<p>associées telles que AQ/CQ) qui soutiennent directement les objectifs de l'indicateur. En raison du caractère nouveau de la recherche sur les microplastiques il est important que les approches proposées existantes soient réévaluées et mises au point au fur et à mesure que de nouvelles informations font surface</p>
<p>Indicateur potentiel 18 Indicateur CdP18 10.2.1 : Tendances concernant la quantité de déchets marins ingérés ou emmêlant les organismes marins, en particulier les mammifères, les oiseaux marins, et les tortues marines</p> <p>Avec l'Objectif opérationnel 10.2. : Les impacts des déchets marins sur la vie marine sont contrôlés dans toute la mesure du possible</p> <p>Impact</p>	<p>Quantités de déchets ingérés (taille minimum 1mm), par masse (poids en grammes) du contenu stomacal des oiseaux marins (de la famille des tubénoses- procellariiformes à savoir espèces de puffins) Quantités de déchets ingérés (taille minimum 1 mm) par masse (poids en grammes) dans le contenu stomacal des tortues caouanne échouées (<i>Caretta caretta</i>)</p>	<p>Échantillonnage continu d'oiseaux morts collectés sur les plages ou les morts accidentelles telles que les victimes de la palangre, sur les routes, etc. afin d'obtenir une fourchette d'échantillon de 40 oiseaux ou plus pour une moyenne annuelle fiable pour une région particulière ou des tailles moins importantes d'échantillons pour l'analyse des tendances sur la base des oiseaux individuels</p> <p>Échantillonnage continu de tortues marines mortes, collectées sur les plages ou en mer, mortes accidentellement, par ex. victimes de la pêche à la palangre (prise accidentelle) ou par collision avec des navires</p>	<p>Lignes directrices et méthodes de référence : UNEP DEPI (MED) WG 394. Inf.5</p> <p>Pour les tortues marines, il existe un manque de AQ/CQ en raison de l'absence de programmes de surveillance à long terme</p>	<p>Pour les oiseaux de mer, l'outil ne fonctionne que localement.</p> <p>Pour les tortues marines, l'outil nécessite une validation (données à long terme, QA/QC).</p> <p>Des programmes spécifiques de surveillance sont nécessaires pour commencer par des programmes pilotes, afin d'établir la taille minimum de la population échantillonnée pour l'année et la durée de l'échantillonnage, pour des conclusions fiables concernant le changement ou la stabilité des quantités de déchets ingérés</p> <p>Cette question d'enchevêtrement nécessite davantage d'examen pour le développement d'un protocole de surveillance pour l'enchevêtrement des organismes marins avec les déchets marins</p>