



**NATIONS
UNIES**

EP

UNEP(DEPI)/MED WG.443/Inf.18*



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

UNEP

11 juillet 2017
Français
Original: Anglais

Réunion des Points Focaux du PAM

Athènes, Grèce, 12-15 septembre 2017

Point 5 de l'ordre du jour : Questions spécifiques pour examen et décision par la réunion

Rapport provisoire sur la qualité 2017

* Nouveau tirage pour raisons techniques (30 août 2017)

Pour des raisons environnementales et économiques, le présent document est imprimé en nombre limité. Les délégués sont priés de se munir de leur copie et de ne pas demander de copies supplémentaires.

Table des matières

- 1) Rapport sur la qualité (QSR) (Pollution et déchets marins)**
- 2) Le Rapport sur la Qualité (Biodiversité et Espèces non Indigènes)**
- 3) Fiches d'évaluation (Quality Status Report-QSR) du rapport sur la qualité (côte et hydrographie)**
- 4) Enjeux horizontaux et transversaux du Rapport sur l'état de la qualité (QSR)**



NATIONS
UNIES

EP

UNEP(DEPI)/MED WG.444/8



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

11 juillet 2017

Français

Original: Anglais

6ème Réunion du Groupe de coordination de l'Approche écosystémique

Athènes, Grèce, 11 septembre 2017

Point 4 de l'ordre du jour : Examen du Rapport sur la qualité (QSR) (Pollution et déchets marins)

Rapport sur la qualité (QSR) (Pollution et déchets marins)

Pour des raisons environnementales et économiques, le tirage du présent document a été restreint. Les participants sont priés d'apporter leur copie à la réunion et de ne pas demander de copies supplémentaires.

PNUE/PAM
Athènes, 2017

Note du Secrétariat

Conformément à l'article 12 de la Convention de Barcelone et à plusieurs dispositions relatives à la surveillance dans différents Protocoles, le Rapport 2017 sur la qualité (QSR 2017) est le premier rapport basé sur les Indicateurs communs IMAP. Il est préparé conformément au mandat conféré au Secrétariat par la Décision IG.22/20 relative au Programme de travail et budget 2016-2017 (19^{ème} Réunion des Parties contractantes, Athènes, Grèce, février 2016).

Le QSR 2017 suit un modèle qui a été préparé par le Secrétariat en coopération avec les Parties contractantes par l'intermédiaire des Groupes de correspondance sur la surveillance (COR MONs) et le Groupe de coordination de l'Approche écosystémique. Il a également examiné l'approche adoptée par d'autres mers régionales (OSPAR), ainsi que d'autres travaux à l'échelle internationale, tels que le Processus régional sur la deuxième Évaluation mondiale des océans et le processus de mise en œuvre de l'Agenda 2030, en particulier en ce qui concerne les Objectifs de développement durable (ODD) liés aux océans.

Étant donné que la mise en œuvre de l'IMAP est encore à ses débuts, l'approche utilisée pour l'élaboration du QSR 2017 s'adapte aux limites de temps et à l'insuffisance des données relatives aux Indicateurs communs IMAP. Au cours de la préparation du QSR 2017, les pays étaient encore en train de réviser leurs programmes nationaux de surveillance afin de les aligner sur IMAP et, par conséquent, il n'a pas été possible de compiler un ensemble complet de données pour les Indicateurs IMAP dans le cadre du QSR 2017. Par conséquent, l'approche suivie a consisté à utiliser toutes les données disponibles pour les Indicateurs communs IMAP et de compléter et combler les lacunes en matière de données avec des éléments provenant de nombreuses sources.

Outre la base de données de surveillance MED POL, le QSR 2017 contient des liens vers toutes les sources d'information et les études de cas pertinentes pour différents Indicateurs communs IMAP, fournis par les Parties contractantes et d'autres partenaires. Au cours des étapes initiales, des sources d'information supplémentaires ont été identifiées et cartographiées, y compris des informations relatives aux rapports nationaux sur la mise en œuvre de la Convention de Barcelone et ses Protocoles, la mise en œuvre des Plans d'action nationaux (PAN), des Programmes d'aménagement côtier (PAC), ainsi que les résultats de la mise en œuvre, aux échelles régionale et nationale, des politiques, des programmes et des projets pertinents.

Par conséquent, grâce à la compilation systématique des Fiches d'information sur l'Évaluation pour tous les Indicateurs communs IMAP, le QSR 2017 fournit des résultats sur l'état de la mise en œuvre des méthodes d'évaluation appropriées, identifie l'état de la disponibilité de l'information nécessaire à l'évaluation des Indicateurs communs IMAP, fournit des résultats liés au statut des écosystèmes marins et côtiers et, dans la mesure du possible, identifie les tendances qui s'expriment grâce à une évaluation qualitative et quantitative, y compris les graphiques et les animations, le cas échéant. Le rapport détermine également les lacunes en matière de connaissances et définit les orientations clés pour les surmonter dans le but de permettre le succès de la phase initiale de l'IMAP (2016-2019). Pour chaque groupe, il fournit les études de cas qui ont été soumises par les Parties contractantes et les partenaires.

Les Fiches d'information sur l'Évaluation pour tous les Indicateurs communs de l'IMAP ont été présentées et examinées par les réunions pertinentes des Groupes de correspondance de l'Approche écosystémique (sur la biodiversité, la pollution, les déchets marins et côtiers, et l'hydrographie), le Groupe de coordination de l'Approche écosystémique et les Réunions des Points focaux des composantes du PAM (MED POL, CAR/ASP, REMPEC, CAR/PAP), et ont été révisés en conséquence.

En conclusion, la publication de ce rapport est un accomplissement unique du PAM, fondé sur des efforts conjoints et intégrés des Parties contractantes, du Secrétariat, des Composantes et des Partenaires du PAM.

Objectif écologique 5 (OE5) : Eutrophisation

OE5 : Indicateur commun 13. Concentration d'éléments nutritifs clés dans la colonne d'eau

GÉNÉRAL

Rapporteur:	PNUE/PAM/MED POL
Échelle géographique de l'évaluation:	Régionale, mer Méditerranée
Pays contributeurs:	Albanie, Bosnie-Herzégovine, Chypre, Croatie, Égypte, Espagne, France, Grèce, Israël, Italie, Maroc, Monténégro, Slovénie, Syrie, Tunisie, Turquie

Thème central de la Stratégie à moyen terme (SMT) 1-Pollution terrestre et marine

Objectif écologique OE5. L'eutrophisation d'origine anthropique est évitée, en particulier pour ce qui est de ses effets néfastes, tels que l'appauvrissement de la biodiversité, la dégradation des écosystèmes, la prolifération d'algues toxiques et la désoxygénation des eaux de fond.

Indicateur commun de l'IMAP IC13. Concentration d'éléments nutritifs clés dans la colonne d'eau (OE5)

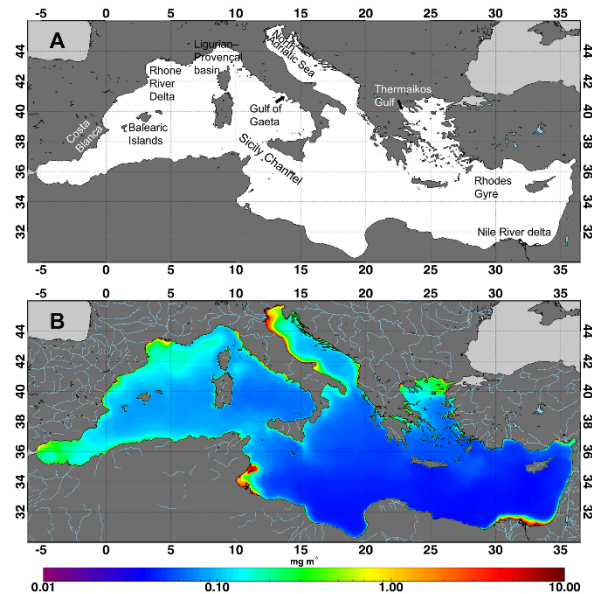
Code de la fiche d'évaluation de l'indicateur EO5CI13

PRINCIPE DE BASE/MÉTHODES

Contexte (résumé)

L'eutrophisation est définie comme un processus contrôlé par l'enrichissement de l'eau par des éléments nutritifs, en particulier des composés d'azote et/ou de phosphore, conduisant à une augmentation de la croissance, de la production primaire et de la biomasse des algues ainsi qu'à un changement de l'équilibre des éléments nutritifs provoquant des changements de l'équilibre des organismes et à une dégradation de la qualité de l'eau (UNEP(DEPI)/MED, WG.411./3). Les eaux de mer qui dépendent du chargement d'éléments nutritifs et de la croissance du phytoplancton sont classées selon leur niveau d'eutrophisation. Les faibles concentrations en éléments nutritifs/phytoplancton caractérisent les zones oligotrophes, l'eau enrichie en éléments nutritifs est caractérisée comme étant mésotrophe, alors que l'eau riche en éléments nutritifs et en biomasse d'algues est caractérisée comme étant eutrophe. La Méditerranée est l'une des mers les plus oligotrophes au monde et la majeure partie de sa productivité biologique a lieu dans sa zone euphotique (PNUE, 1989). L'élaboration d'échelles de concentration en éléments nutritifs ou en phytoplancton a été une tâche difficile pour les scientifiques spécialistes du milieu marin en raison des fluctuations saisonnières des concentrations en éléments nutritifs et en phytoplancton, de la fragmentation du phytoplancton et de phénomènes d'eutrophisation à petite échelle. Bien que la recherche scientifique à long terme (UNEP/FAO/WHO1996 ; Krom *et al.*, 2010) ait montré que l'étendue principale de la mer Méditerranée est en bon état, il existe des zones côtières, en particulier celles situées dans les golfs fermés près des grandes villes des zones estuariennes et près des ports, où l'eutrophisation marine représente une menace sérieuse. En Méditerranée, la Convention de Barcelone adoptée en 1976 a été le premier instrument juridiquement contraignant pour la protection de son environnement ; cette Convention comportait un certain nombre de protocoles, notamment le Protocole sur la pollution provenant des sources terrestres (Protocole « tellurique »).

Depuis 2000, d'autres politiques internationales et nationales, telles que la Directive-cadre européenne sur l'eau et la Directive-cadre « stratégie européenne pour le milieu marin », élaborent des programmes qui se consacrent à la protection de son environnement à l'échelle sous-régionale et collaborent avec le PNUE/PAM. La 19^e Réunion ordinaire des Parties contractantes à la Convention de Barcelone (Convention pour la protection du milieu marin et du littoral de la Méditerranée et ses Protocoles) qui s'est tenue en 2016 a adopté le Programme intégré de surveillance et d'évaluation (IMAP) de la côte et de la mer méditerranéennes et les critères d'évaluation connexes, qui comprend les cibles pour atteindre le Bon état écologique (UNEP/MAP, 2016). Les cibles initiales du BEE au titre de l'Indicateur commun 13 de l'IMAP reflètent la portée de l'actuel Programme MED POL et la disponibilité de critères appropriés d'évaluation convenus.



Le bassin méditerranéen et son schéma de concentration en chlorophylle *a*. (A) Régions géographiques (B) Climatologie de la concentration en chlorophylle *a* dans la Méditerranée pour la période 1998-2009. En général, les concentrations les plus élevées en chlorophylle *a* se retrouvent dans les eaux côtières, à proximité des sorties de cours d'eau, et sont donc conditionnées par les éléments nutritifs d'origine naturelle transportés par ces cours d'eau. Source : Colella *et al.*, 2016.

Contexte (détaillé)

Dans la zone méditerranéenne, l'eutrophisation est causée par des sources régionales telles que les effluents urbains, les rejets industriels et les activités d'aquaculture, ainsi que par des éléments transfrontières tels que les eaux de ruissellement agricoles, les sorties fluviales et les dépôts d'éléments nutritifs en suspension dans l'air. Les variables liées à l'eutrophisation sont influencées par la circulation de l'eau et par des sources régionales de pollution, y compris l'eutrophisation (PNUE, 2003). La zone côtière très peuplée en Méditerranée et l'apport fluvial d'une zone de drainage de 1,5 million de km² (Ludwig *et al.*, 2009) entraînent des tendances eutrophes dans les zones côtières. Les eaux situées au large des côtes méditerranéennes ont été caractérisées comme étant extrêmement oligotrophes avec un gradient clair en direction de l'est (Turley, 1999). L'eutrophisation et l'oligotrophie en Méditerranée sont illustrées par la répartition de la chlorophylle *a* sur les images de télédétection (figure 1).

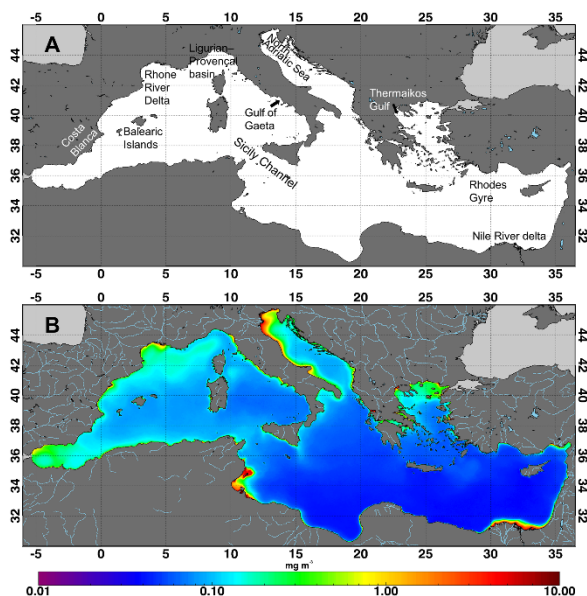


Figure 1. Le bassin méditerranéen et son schéma de concentration en chlorophylle *a*. (A) Régions géographiques (B) Climatologie de la concentration en chlorophylle *a* dans la Méditerranée pour la période 1998-2009. Source : Colella et al. 2016.

À l'heure actuelle, seuls certains pays ont élaboré une approche basée sur les délimitations pour l'évaluation de l'eutrophisation et aucun critère général d'évaluation n'a été accepté pour la zone méditerranéenne pour ce qui est des concentrations d'éléments nutritifs clés dans la colonne d'eau.

En Méditerranée, la Convention de Barcelone adoptée en 1976 a été le premier instrument juridiquement contraignant pour la protection de son environnement ; cette Convention comportait un certain nombre de protocoles, notamment le Protocole sur la pollution provenant des sources terrestres (Protocole « tellurique »). Depuis 2000, d'autres politiques internationales et nationales, telles que la Directive-cadre européenne sur l'eau et la Directive-cadre « stratégie européenne pour le milieu marin », élaborent des programmes qui se consacrent à la protection de son environnement à l'échelle sous-régionale et collaborent avec le PNUE/PAM. La 19^e Réunion ordinaire des Parties contractantes à la Convention de Barcelone (Convention pour la protection du milieu marin et du littoral de la Méditerranée et ses Protocoles) qui s'est tenue en 2016 a adopté le Programme intégré de surveillance et d'évaluation (IMAP) de la côte et de la mer méditerranéennes et les critères d'évaluation connexes, qui comprend les cibles pour atteindre le Bon état écologique (UNEP/MAP, 2016). Les cibles initiales du BEE au titre de l'Indicateur commun 13 de l'IMAP reflètent la portée de l'actuel Programme MED POL et la disponibilité de critères appropriés d'évaluation convenus.

Méthodes d'évaluation

À l'heure actuelle, seuls certains pays ont élaboré une approche basée sur les délimitations pour l'évaluation de l'eutrophisation et aucun critère général d'évaluation n'a été accepté pour la zone méditerranéenne pour ce qui est des concentrations d'éléments nutritifs clés dans la colonne d'eau. Cet effort d'évaluation reposait uniquement sur la présentation de la variabilité géographique de certains éléments nutritifs clés (DIN - azote inorganique dissous et TP-phosphore total ; $\mu\text{mol/L}^{-1}$).

Au cours de cette évaluation, conscients que, dans la plupart des pays situés au nord de la Méditerranée, les données sont également disponibles dans d'autres bases de données (AEE, EIONET, EMODnet, etc.), seuls les ensembles de données obtenus à partir de la base de données du MED POL pour les éléments nutritifs ont été utilisés. La disponibilité des données par pays était la suivante : Albanie (2005-2006), Bosnie-Herzégovine (2006-2008) Croatie (2009, 2011-2014), Chypre (1999-2015), Égypte (2009, 2010), France (2009, 2012), Grèce (2004-2006), Israël (2001-2012), Maroc (2006,

2006,2007), Monténégro (2008-2011), Slovénie (1999-2013, 2015), Tunisie (2002-2013), Turquie (2005-2009, 2011, 2013).

RÉSULTATS

Résultats et état, y compris les tendances (résumé)

L'état trophique de la mer Méditerranée est conditionné par la zone côtière très peuplée et par l'apport fluvial. Les eaux au large de la Méditerranée ont été caractérisées comme étant extrêmement oligotrophes avec une tendance croissante à l'oligotrophie en allant vers l'est ; la Méditerranée orientale a été caractérisée comme étant la plus vaste étendue d'eau au monde ayant une concentration limitée en phosphore.

La zone côtière de la partie sud-est de la Méditerranée présente de nettes tendances eutrophes. Les effluents d'eaux usées du Caire et d'Alexandrie entraînent principalement des conditions eutrophes dans la région. Le nord de la mer Égée présente des tendances mésotrophe et eutrophe. Cela peut s'expliquer par les apports fluviaux provenant du nord de la Grèce et par les entrées d'eau depuis la mer Noire riche en éléments nutritifs.

Le régime d'éléments nutritifs et la productivité primaire dans la Méditerranée occidentale sont relativement plus élevés que ceux de la Méditerranée orientale. Il existe un approvisionnement limité en éléments nutritifs par le détroit de Gibraltar en raison des différences de concentrations en éléments nutritifs entre les eaux de l'Atlantique et celles de la Méditerranée.

Les principales régions côtières de la Méditerranée ayant des tendances eutrophes permanentes sont le golfe du Lion, l'Adriatique, le nord de la mer Égée et la Méditerranée du Sud-est (Nil-bassin Levantin). Les données disponibles montrent que, dans les régions où l'évaluation est possible, les concentrations d'éléments nutritifs clés sont dans des plages caractéristiques des zones côtières et sont conformes aux processus principaux en cours dans la zone en question. Le résultat confirme également la validité de cet indicateur pour l'évaluation de l'eutrophisation.

Les critères d'évaluation des types d'eaux côtières relatifs aux conditions de référence et de délimitations des éléments nutritifs clés dans la colonne d'eau doivent être construits et harmonisés pour toute la région méditerranéenne. Cet effort sera grandement utile à la mise en œuvre d'une stratégie d'échantillonnage claire accompagnée d'une approche simplifiée pour le suivi de la conception et pour la gestion des données.

Résultats et état, y compris les tendances (détaillé)

L'état trophique de la mer Méditerranée est conditionné par sa zone côtière très peuplée et par l'apport fluvial d'une zone de drainage de 1,5 million de km² (Ludwig et al. 2009) qui entraînent des tendances eutrophes dans les zones côtières. Les eaux bleues situées au large des côtes méditerranéennes ont été caractérisées comme étant extrêmement oligotrophes avec une tendance croissante à l'oligotrophie en allant vers l'est (Turley, 1999). L'eutrophisation et l'oligotrophie en Méditerranée sont illustrées par la répartition de la chlorophylle *a* sur les images de télédétection (figure 1). On constate que la Méditerranée orientale reste la zone la plus oligotrophe de l'ensemble du bassin méditerranéen. Cela est dû à sa faible teneur en éléments nutritifs ; les concentrations maximales enregistrées pour le nitrate étaient d'environ 6 µM, pour le phosphate de 0,25 µmol/L-1 et pour le silicate de 10 à 12 µmol/L-1, avec le rapport nitrate-phosphate (N/P) > 20 et dans les eaux profondes d'environ 28:1. La Méditerranée orientale a été caractérisée comme étant la plus vaste étendue d'eau au monde ayant une concentration limitée en phosphore.

La zone côtière de la partie sud-est de la Méditerranée présente de nettes tendances eutrophes. Bien que le Nil soit la principale source d'eau de la région, ses flux d'eau douce se raréfient à cause du barrage

d'Assouan et des tendances croissantes de l'utilisation d'eau anthropique dans le Nil inférieur. Les conditions eutrophes dans la région sont principalement causées par les effluents d'eaux usées provenant du Caire et d'Alexandrie. Le nord de la mer Égée présente des tendances mésotrophe et eutrophe. Cela peut s'expliquer par les apports fluviaux provenant du nord de la Grèce et par les entrées d'eau depuis la mer Noire riche en éléments nutritifs.

Le régime d'éléments nutritifs et la productivité primaire dans la Méditerranée occidentale sont relativement plus élevés que ceux de la Méditerranée orientale. Il existe un approvisionnement limité en éléments nutritifs par le détroit de Gibraltar en raison des différences de concentrations en éléments nutritifs entre les eaux de l'Atlantique et celles de la Méditerranée. L'eau de surface provenant de l'Atlantique transporte des éléments nutritifs directement disponibles pour la photosynthèse (AEE 1999), mais à de faibles concentrations. Les concentrations en phosphore (phosphate) dans les flux entrants d'eaux vont de 0,05 à 0,20 $\mu\text{mol/L-1}$, les concentrations en azote (nitrate) étant d'environ 1 à 4 μM et la concentration en silicium (silicate) d'environ 1,2 $\mu\text{mol/L-1}$ (Coste et al. 1988). Les éléments nutritifs de la couche superficielle sont réduits, car ils se propagent vers l'est en raison du mélange avec l'eau pauvre du bassin et de l'utilisation d'éléments nutritifs par le phytoplancton. Cependant, la productivité primaire de la Méditerranée occidentale principale, loin des zones côtières et de l'influence des cours d'eau et des agglomérations urbaines, reste supérieure à celle de la Méditerranée orientale. Les principales régions côtières de la Méditerranée ayant des tendances eutrophes permanentes sont le golfe du Lion, l'Adriatique, le nord de la mer Égée et la Méditerranée du sud-est (Nil-bassin Levantin). Un travail récent sur la répartition des éléments nutritifs et du phytoplancton le long d'un transect longitudinal à grande échelle d'est en ouest (3,188 km) de la mer Méditerranée, étendu sur neuf stations a été publié par Ignatiades et al. (2009). Les résultats ont confirmé le caractère oligotrophe de la zone et le gradient d'éléments nutritifs et de chlorophylle caractérisé par des concentrations décroissantes de Gibraltar au bassin Levantin. Les niveaux maximums de phosphate variaient de 0,05 à 0,26 $\mu\text{mol/L-1}$, le nitrate de 4,04 à 1,87 $\mu\text{mol/L-1}$, la chlorophylle *a* (*chl*_a) de 0,96 à 0,39 mg L^{-1} .

Les résultats de l'évaluation et de l'état de la concentration en éléments nutritifs clés dans la colonne d'eau sont présentés aux figures 3 à 5 qui montrent un chiffre assez limité dans la région méditerranéenne. La raison principale est liée à la disponibilité et à la qualité des données. Sur la figure 2, l'on voit clairement qu'il n'y a aucune donnée pour une grande partie de la région. La mise en œuvre de critères liés aux types d'eau aux fins de l'IMAP est également limitée. Même lorsqu'un critère assez souple (10 échantillons en 10 ans dans les couches superficielles - ≤ 10 m) a été adopté, la disponibilité des données pour l'évaluation est restée faible.

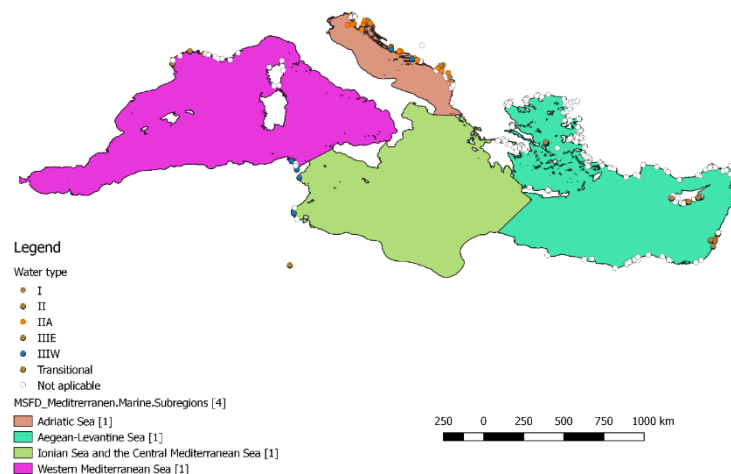


Figure 2. Stations dans la région méditerranéenne pour lesquelles les concentrations en éléments nutritifs ont été échantillonnées. On y retrouve également les types d'eaux (applicables au phytoplancton, IMAP 2017) pour lesquels les exigences minimales statistiques ont été

satisfaites (10 échantillons au cours des 10 dernières années et dans la couche superficielle, ≤ 10 m).

Sur les figures 3 à 5, des données concernant les sous-régions Adriatique et Égée-bassin Levantin pour l'azote inorganique dissous (DIN) et le phosphore total (TP) ont été présentées. La concentration en DIN et en TP montre une variabilité caractéristique pour les deux mers côtières (mer Adriatique et Égée-bassin Levantin), ce qui indique qu'aucun point chaud n'existe pour le DIN et le TP.

Lorsque des critères harmonisés de référence et de délimitations relatifs à la concentration en éléments nutritifs clés dans la colonne d'eau seront acceptés, que l'échelle soit régionale, sous-régionale ou nationale, par une approche simplifiée (Diagramme de quartiles), l'évaluation pourra s'effectuer de manière efficace tant à l'échelle géographique que temporelle. Compte tenu du fait que la plupart des pays méditerranéens disposent de programmes de surveillance de l'eutrophisation et contribuent à d'autres bases de données, les objectifs de l'IMAP peuvent être maintenus.

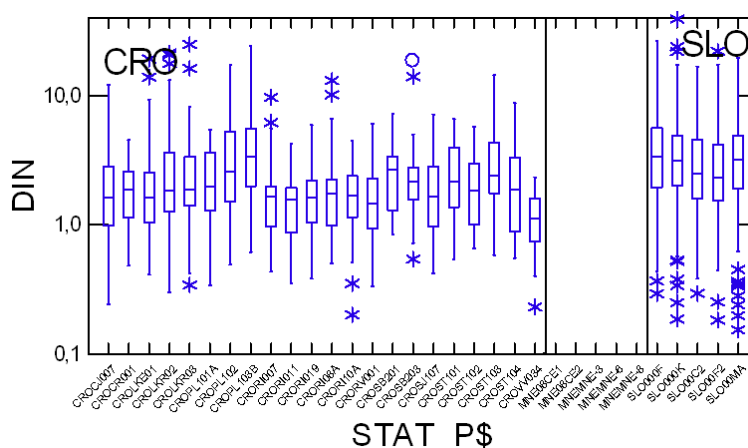


Figure 3. Diagramme de quartiles pour la concentration en azote inorganique dissous (DIN) ($\mu\text{mol/L}^{-1}$) dans la sous-région de la mer Adriatique (eau de type IIA).

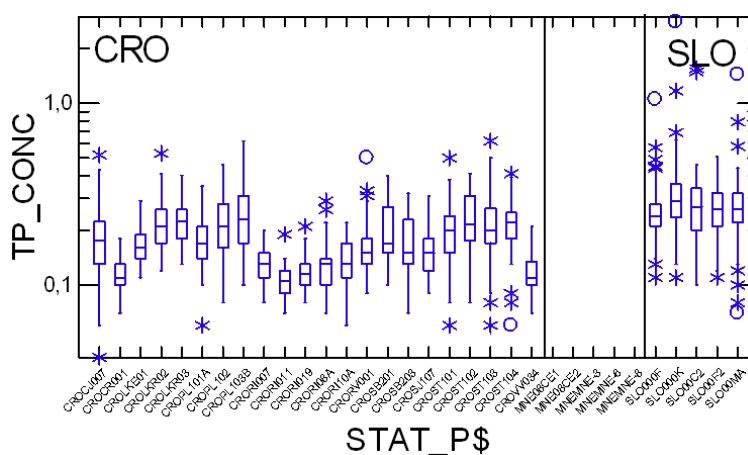


Figure 4. Diagramme de quartiles pour la concentration en phosphore total (TP) ($\mu\text{mol L}^{-1}$) dans la sous-région de la mer Adriatique (eau de type IIA).

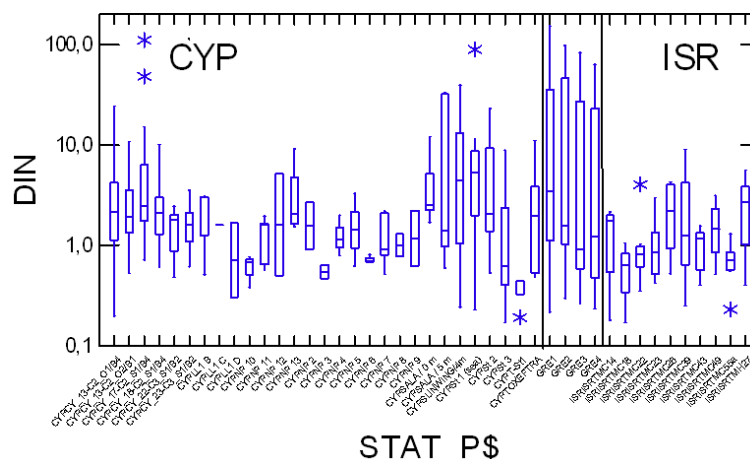


Figure 5. Diagramme de quartiles pour la concentration en azote inorganique dissous (DIN) ($\mu\text{mol L}^{-1}$) dans la sous-région de la mer Égée-bassin Levantin (eau de type IIIE).

Les données disponibles montrent que, dans les régions où l'évaluation est possible, les concentrations d'éléments nutritifs clés sont dans des plages caractéristiques des zones côtières et sont conformes aux processus principaux en cours dans la zone en question. Le résultat confirme également la validité de cet indicateur et soutient l'évaluation de l'eutrophisation.

Les critères d'évaluation des types d'eaux côtières relatifs aux conditions de référence et aux délimitations des éléments nutritifs clés dans la colonne d'eau doivent être construits et harmonisés pour toute la région méditerranéenne. Cet effort sera grandement utile à la mise en œuvre d'une stratégie d'échantillonnage claire accompagnée d'une approche simplifiée pour le suivi de la conception et pour la gestion des données.

Aux points chauds d'eutrophisation dans la mer Méditerranée, il serait intéressant d'effectuer une analyse complète des tendances de la concentration d'éléments nutritifs clés dans la colonne d'eau. Des tendances importantes doivent être détectées à partir de séries chronologiques de longue durée capables de saisir les changements de concentrations d'éléments nutritifs dans les eaux côtières, car l'analyse de séries chronologiques de courte durée pourrait conduire à des interprétations erronées des schémas spatiaux générés par des tendances aléatoires de concentrations d'éléments nutritifs. Il convient donc d'améliorer la disponibilité des données. Comme approche, l'on pourrait utiliser les données stockées dans d'autres bases de données auxquelles certains pays méditerranéens contribuent régulièrement.

CONCLUSIONS

Conclusions (synthèse)

Les données disponibles montrent que, dans les régions où l'évaluation est possible, les concentrations d'éléments nutritifs clés sont dans des plages caractéristiques des zones côtières et sont conformes aux processus principaux en cours dans la zone en question. Le résultat confirme également la validité de cet indicateur et soutient l'évaluation de l'eutrophisation.

Les critères d'évaluation des types d'eaux côtières relatifs aux conditions de référence et aux délimitations des éléments nutritifs clés dans la colonne d'eau doivent être construits et harmonisés pour toute la région méditerranéenne. Cet effort sera grandement utile à la mise en œuvre d'une stratégie d'échantillonnage claire accompagnée d'une approche simplifiée pour le suivi de la conception et pour la gestion des données.

Conclusions (détaillées)

Les données disponibles montrent que, dans les régions où l'évaluation est possible, les concentrations d'éléments nutritifs clés sont dans des plages caractéristiques des zones côtières et sont conformes aux processus principaux en cours dans la zone en question. Le résultat confirme également la validité de cet indicateur et soutient l'évaluation de l'eutrophisation.

Les critères d'évaluation des types d'eaux côtières relatifs aux conditions de référence et aux délimitations des éléments nutritifs clés dans la colonne d'eau doivent être construits et harmonisés pour toute la région méditerranéenne. Cet effort sera grandement utile à la mise en œuvre d'une stratégie d'échantillonnage claire accompagnée d'une approche simplifiée pour le suivi de la conception et pour la gestion des données.

Messages clés

- Les critères relatifs aux conditions de référence et aux délimitations des éléments nutritifs clés dans la colonne d'eau doivent être construits et harmonisés pour toute la région méditerranéenne.

Lacunes en matière de connaissances

Les critères relatifs aux conditions de référence et aux délimitations des éléments nutritifs clés dans la colonne d'eau doivent être construits et harmonisés pour toute la région méditerranéenne. Il convient d'améliorer la disponibilité des données. Comme approche, l'on pourrait utiliser les données stockées dans d'autres bases de données auxquelles certains pays méditerranéens contribuent régulièrement.

Liste de références

Colella, S., Falcini, F., Rinaldi, E., Sammartino, M., Santoleri, R. (2016). Mediterranean Ocean Colour Chlorophyll Trends. *PLoS ONE* 11(6): e0155756. *doi:10.1371/journal.pone.0155756*

Coste, B., Le Corre, P., Minas, H. J. (1988). Re-evaluation of nutrient exchanges in the Strait of Gibraltar. *Deep-Sea Research*, 35, 767–775.

Ignatiades, L., Gotsis-Skretas, O., Pagou, K., & Krasakopoulou, E. (2009). Diversification of phytoplankton community structure and related parameters along a large scale longitudinal east–west transect of the Mediterranean Sea. *Journal of Plankton Research*, 31(4), 411–428.

IMAP (2017). Integrated Monitoring and Assessment Programme of the Mediterranean Sea and Coast and Related Assessment Criteria UNEP, Athens, 52 pp.

Krom, M. D., Emeis, K. C., and Van Cappellen, P. (2010). Why is the Mediterranean phosphorus limited? *Progress in Oceanography*. *doi:10.1016/j.pocean.2010.03.003*.

Ludwig, W., Dumont, E., Meybeck, M., and Heusser, S. (2009). River discharges of water and nutrients to the Mediterranean and Black Sea: major drivers for ecosystem changes during past and future decades? *Progress in Oceanography*, 80, 199–217.

Turley, C. M. (1999). The changing Mediterranean Sea: a sensitive ecosystem? *Progress in Oceanography*, 44, 387-400.

UNEP (1989). State of the Mediterranean Marine Environment. MAP Technical Series No. 28, UNEP, Athens.

UNEP/FAO/WHO (1996). Assessment of the state of eutrophication in the Mediterranean Sea. MAP Technical Report Series No. 106, UNEP, Athens, 455 pp.

UNEP/MAP, 2003. Eutrophication monitoring strategy of MED POL, UNEP(DEC)/MED WG 231/14, 30 April 2003, Athens 24 pp.

UNEP/MAP (2007). Eutrophication Monitoring Strategy for the MED POL (REVISION), UNEP(DEPI)/MED WG.321/Inf. 5, 9 November 2007, Athens.

UNEP/MAP (2016). Decision IG.22/7 - Integrated Monitoring and Assessment Programme (IMAP) of the Mediterranean Sea and Coast and Related Assessment Criteria. COP19, Athens, Greece. United Nations Environment Programme, Mediterranean Action Plan, Athens.

Objectif écologique 5 (OE5) : Eutrophisation

OE5 : Indicateur commun 14. Concentration de Chlorophylle *a* dans la colonne d'eau

GÉNÉRAL

Rapporteur : PNUE/PAM/MED POL

Échelle géographique de l'évaluation : Régionale, mer Méditerranée

Pays contributeurs : Albanie, Bosnie-Herzégovine, Chypre, Croatie, Égypte, Espagne, France, Grèce, Israël, Italie, Maroc, Monténégro, Slovénie, Syrie, Tunisie, Turquie

Thème central de la Stratégie à moyen terme (SMT) 1-Pollution terrestre et marine

Objectif écologique OE5. L'eutrophisation d'origine anthropique est évitée, en particulier pour ce qui est de ses effets néfastes, tels que l'appauvrissement de la biodiversité, la dégradation des écosystèmes, la prolifération d'algues toxiques et la désoxygénation des eaux de fond.

Indicateur commun de l'IMAP IC14. Concentration de Chlorophylle *a* dans la colonne d'eau (OE5)

Code de la fiche d'évaluation de l'indicateur EO5CI14

PRINCIPE DE BASE/MÉTHODES

Contexte (résumé)

L'eutrophisation peut se définir comme l'enrichissement du milieu marin en éléments nutritifs, principalement l'azote et le phosphore qui stimulent la production primaire et la croissance des algues (Vollenweider, 1992). Les eaux de mer qui dépendent du chargement d'éléments nutritifs et de la croissance du phytoplancton sont classées selon leur niveau d'eutrophisation. Les faibles concentrations en éléments nutritifs/phytoplancton caractérisent les zones oligotrophes, l'eau enrichie en éléments nutritifs est caractérisée comme étant mésotrophe, alors que l'eau riche en éléments nutritifs et en biomasse d'algues est caractérisée comme étant eutrophe. La Méditerranée est l'une des mers les plus oligotrophes au monde et la majeure partie de sa productivité biologique a lieu dans sa zone euphotique (PNUE, 1989). L'élaboration d'échelles de concentration en éléments nutritifs ou en phytoplancton a été une tâche difficile pour les scientifiques spécialistes du milieu marin en raison des fluctuations saisonnières des concentrations en éléments nutritifs et en phytoplancton, de la fragmentation du phytoplancton et de phénomènes d'eutrophisation à petite échelle. Bien que la recherche scientifique à long terme (UNEP/FAO/WHO1996 ; Krom *et al.*, 2010) ait montré que l'étendue principale de la mer Méditerranée est en bon état, il existe des zones côtières, en particulier celles situées dans les golfs fermés près des grandes villes des zones estuariennes et près des ports, où l'eutrophisation marine représente une menace sérieuse. En Méditerranée, la Convention de Barcelone adoptée en 1976 a été le premier instrument juridiquement contraignant pour la protection de son environnement ; cette Convention comportait un certain nombre de protocoles, notamment le Protocole sur la pollution provenant des sources terrestres (Protocole « tellurique »). Depuis 2000, d'autres politiques internationales et nationales, telles que la Directive-cadre européenne sur l'eau et la

Directive-cadre « stratégie européenne pour le milieu marin », élaborent des programmes qui se consacrent à la protection de son environnement à l'échelle sous-régionale et collaborent avec le PNUE/PAM. La 19^e Réunion ordinaire des Parties contractantes à la Convention de Barcelone (Convention pour la protection du milieu marin et du littoral de la Méditerranée et ses Protocoles) qui s'est tenue en 2016 a adopté le Programme intégré de surveillance et d'évaluation (IMAP) de la côte et de la mer méditerranéennes et les critères d'évaluation connexes, qui comprend les cibles pour atteindre le Bon état écologique (UNEP/MAP, 2016). Les cibles initiales de BEE au titre de l'Indicateur commun 14 de l'IMAP reflètent la portée de l'actuel Programme MED POL et la disponibilité de critères appropriés d'évaluation convenus.

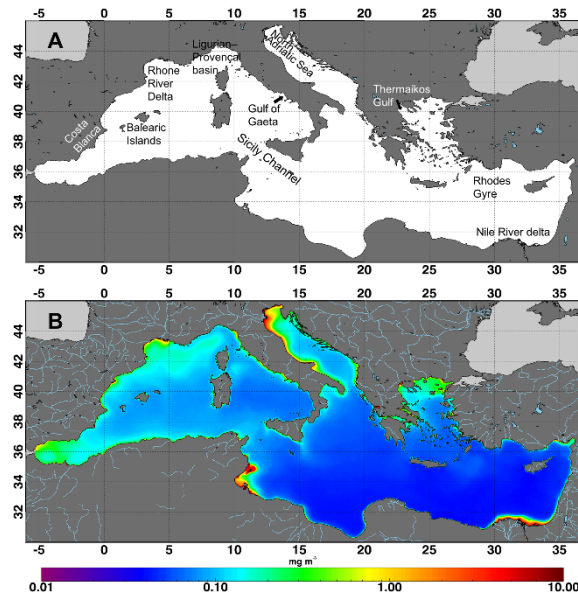
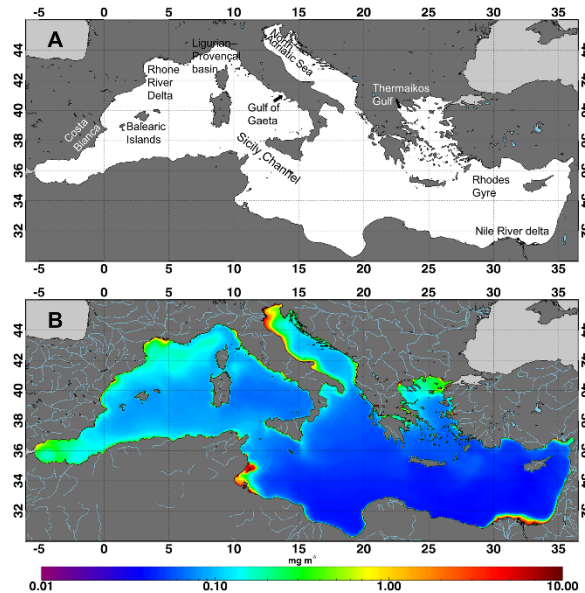


Figure: Le bassin méditerranéen et son schéma de concentration en chlorophylle *a*. (A) Régions géographiques (B) Climatologie de la concentration en chlorophylle *a* dans la Méditerranée pour la période 1998-2009. En général, les concentrations les plus élevées en chlorophylle *a* se retrouvent dans les eaux côtières, à proximité des sorties de cours d'eau, et sont donc conditionnées par les éléments nutritifs d'origine naturelle transportés par ces cours d'eau. Source : Colella *et al.*, 2016.

Contexte (détaillé)

Dans la zone méditerranéenne, l'eutrophisation est causée par des sources régionales telles que les effluents urbains, les rejets industriels et les activités d'aquaculture, ainsi que par des éléments transfrontières tels que les eaux de ruissellement agricoles, les sorties fluviales et les dépôts d'éléments nutritifs en suspension dans l'air. Les variables liées à l'eutrophisation sont influencées par la circulation de l'eau et par des sources régionales de pollution, y compris l'eutrophisation (PNUE, 2003).

La zone côtière très peuplée en Méditerranée et l'apport fluvial d'une zone de drainage de 1,5 million de km² (Ludwig *et al.*, 2009) entraînent des tendances eutrophes dans les zones côtières. Les eaux situées au large des côtes méditerranéennes ont été caractérisées comme étant extrêmement oligotrophes avec un gradient clair en direction de l'est (Turley, 1999). L'eutrophisation et l'oligotrophie en Méditerranée sont illustrées par la répartition de la chlorophylle *a* sur les images de télédétection (figure 1).



Le bassin méditerranéen et son schéma de concentration en chlorophylle *a*. (A) Régions géographiques (B) Climatologie de la concentration en chlorophylle *a* dans la Méditerranée pour la période 1998-2009. Source : Colella *et al.*, 2016.

L'évaluation de l'eutrophisation est confrontée à une question assez complexe. En effet, dans le cas des environnements côtiers, « l'abondance et la composition du phytoplancton se caractérisent par une grande variabilité spatio-temporelle : la complexité de ces zones, en raison principalement de la grande variabilité des facteurs environnementaux et des réponses des communautés, rend difficile la définition d'un cycle annuel régulier de phytoplancton » (Pugnetti *et al.*, 2007. En italien). Cette déclaration montre clairement que dans le domaine de l'eutrophisation, l'exigence statistique est essentielle pour une stratégie d'évaluation acceptable. Les exigences de la Directive-cadre européenne sur l'eau (DCE) appliquées en ce qui concerne les conditions de référence et de délimitations des types d'eaux côtières en Méditerranée constituent à présent le meilleur compromis.

En Méditerranée, la Convention de Barcelone adoptée en 1976 a été le premier instrument juridiquement contraignant pour la protection de son environnement ; cette Convention comportait un certain nombre de protocoles, notamment le Protocole sur la pollution provenant des sources terrestres (Protocole « tellurique »). Depuis 2000, d'autres politiques internationales et nationales, telles que la Directive-cadre européenne sur l'eau et la Directive-cadre « stratégie européenne pour le milieu marin », élaborent des programmes qui se consacrent à la protection de son environnement à l'échelle sous-régionale et collaborent avec le PNUE/PAM. La 19^e Réunion ordinaire des Parties contractantes à la Convention de Barcelone (Convention pour la protection du milieu marin et du littoral de la Méditerranée et ses Protocoles) qui s'est tenue en 2016 a adopté le Programme intégré de surveillance et d'évaluation (IMAP) de la côte et de la mer méditerranéennes et les critères d'évaluation connexes, qui comprend les cibles pour atteindre le Bon état écologique (UNEP/MAP, 2016). Les cibles initiales du BEE au titre de l'Indicateur commun 14 de l'IMAP reflètent la portée de l'actuel Programme MED POL et la disponibilité de critères appropriés d'évaluation convenus.

Méthodes d'évaluation

À l'heure actuelle, seuls certains pays ont élaboré une démarche basée sur les délimitations relativement à l'évaluation de l'eutrophisation et cet effort est intégré aux conditions de référence et de délimitations des types d'eaux côtières en Méditerranée (applicable au phytoplancton, IMAP, 2017). Ces critères ont été appliqués pour la première fois aux données disponibles pour la Méditerranée à travers la base de données du MED POL.

Pour l'eutrophisation, il est admis que la densité de surface soit adoptée comme indicateur indirect de la stabilité statique d'un système marin côtier. De plus amples informations sur les critères et les caractéristiques typologiques sont présentées dans le document UNEP(DEPI)/MED WG 417/Inf.15 :

Type I	sites côtiers fortement influencés par les apports en eau douce,
Type IIA	sites côtiers modérément influencés et qui ne sont pas directement touchés par les apports en eau douce (influence continentale),
Type IIIW	côte continental, sites côtiers qui ne sont pas influencés/affectés par des apports en eau douce (Bassin occidental),
Type IIIE	non influencé par des apports en eau douce (Bassin oriental),
Type île	côte (Bassin occidental).

Les eaux côtières de type III ont été divisées en deux sous-bassins, le bassin méditerranéen occidental et le bassin méditerranéen oriental, en raison des différences de conditions trophiques. Elles font l'objet d'une riche documentation.

Il est recommandé de définir les principaux types d'eaux côtières en Méditerranée pour l'évaluation de l'eutrophisation (applicable uniquement au phytoplancton, tableau 1).

Tableau 1. Principaux types d'eaux côtières en Méditerranée

	Type I	Type IIA, IIA Adriatique	Type IIIW	Type IIIE	Type île-W
σ_t (densité)	< 25	25 < d < 27	> 27	> 27	Tous les champs
Salinité	< 34,5	34,5 < S < 37,5	> 37,5	> 37,5	Tous les champs

En vue d'évaluer l'eutrophisation, il est recommandé de s'appuyer sur le schéma de classification portant sur la concentration en Chlorophylle *a* ($\mu\text{g/l}$) dans les eaux côtières comme paramètre facilement applicable par tous les pays méditerranéens sur la base des seuils et valeurs de référence indicatifs présentés dans le tableau 2.

Tableau 2. Conditions de référence et délimitations des types d'eaux côtières en Méditerranée

Typologie des eaux côtières	Conditions de référence pour la Chla ($\mu\text{g L}^{-1}$)		Délimitations de la Chla ($\mu\text{g L}^{-1}$) pour l'état bon/modéré	
	G_moyenne	90 % Percentile	G_moyenne	90 % Percentile
Type I	1.4	3.33* - 3.93**	6.3	10* - 17.7**
Type II-FR-SP		1.9		3.58
Type II-A, Adriatique	0.33	0.8	1.5	4.0
Type II-B Tyrrhénienne	0.32	0.77	1.2	2.9
Type III-W Adriatique			0.64	1.7
Type III-W Tyrrhénienne			0.48	1.17
Type III-W FR-SP		0.9		1.80
Type III-E		0.1		0.4
Type île-W		0.6		1.2 - 1.22

* applicable au golfe du Lion

** applicable à l'Adriatique

Dans cette évaluation, conscients que, dans la plupart des pays situés au nord de la Méditerranée, les données sont également disponibles dans d'autres bases de données (AEE, EIONET, EMODnet, etc.),

seuls les ensembles de données obtenus à partir de la base de données du MED POL pour la chlorophylle *a* ont été utilisés. La disponibilité des données par pays était la suivante :

Albanie (2005-2006), Bosnie-Herzégovine (2006-2008) Croatie (2009, 2011-2014), Chypre (1999-2015), Égypte (2009, 2010), France (2009, 2012), Grèce (2004-2006), Israël (2001-2012), Maroc (2006, 2006,2007), Monténégro (2008-2011), Slovénie (1999-2013, 2015), Tunisie (2002-2013), Turquie (2005-2009, 2011, 2013).

RÉSULTATS

Résultats et état, y compris les tendances (résumé)

L'état trophique de la mer Méditerranée est conditionné par la zone côtière très peuplée et par l'apport fluvial. Les eaux au large de la Méditerranée ont été caractérisées comme étant extrêmement oligotrophes avec une tendance croissante à l'oligotrophie en allant vers l'est ; la Méditerranée orientale a été caractérisée comme étant la plus vaste étendue d'eau au monde ayant une concentration limitée en phosphore.

La zone côtière de la partie sud-est de la Méditerranée présente de nettes tendances eutrophes. Les conditions eutrophes de la région sont principalement causées par les effluents d'eaux usées provenant du Caire et d'Alexandrie. Le nord de la mer Égée présente des tendances mésotrophe et eutrophe. Cela peut s'expliquer par les apports fluviaux provenant du nord de la Grèce et par les entrées d'eau depuis la mer Noire riche en éléments nutritifs.

Le régime d'éléments nutritifs et la productivité primaire dans la Méditerranée occidentale sont relativement plus élevés que ceux de la Méditerranée orientale. Il existe un approvisionnement limité en éléments nutritifs par le détroit de Gibraltar en raison des différences de concentrations en éléments nutritifs entre les eaux de l'Atlantique et celles de la Méditerranée.

Les principales régions côtières de la Méditerranée ayant des tendances eutrophes permanentes sont le golfe du Lion, l'Adriatique, le nord de la mer Égée et la Méditerranée du Sud-est (Nil-bassin Levantin).

Les données disponibles montrent que, dans les zones où une évaluation est possible, les critères d'évaluation de l'IMAP pour l'eutrophisation basés sur l'IC14 (concentration de chlorophylle *a* dans la colonne d'eau) sont applicables et confirment l'état principal de l'eutrophisation dans la zone côtière.

Les conditions de référence et les délimitations des types d'eaux côtières pour l'IC14 (concentration de chlorophylle *a* dans la colonne d'eau) doivent être harmonisées dans la région du sud de la Méditerranée qui n'a pas encore participé à l'effort d'évaluation. L'évaluation peut également permettre d'identifier les régions où les critères doivent être améliorés. La mise en œuvre d'une stratégie d'échantillonnage claire accompagnée d'une approche simplifiée dans le suivi de la conception et de la gestion des données sera très utile.

Résultats et état, y compris les tendances (détaillé)

L'état trophique de la mer Méditerranée est conditionné par sa zone côtière très peuplée et par l'apport fluvial d'une zone de drainage de 1,5 million de km² (Ludwig et al. 2009) qui entraînent des tendances eutrophes dans les zones côtières. Les eaux bleues situées au large des côtes méditerranéennes ont été caractérisées comme étant extrêmement oligotrophes avec une tendance croissante à l'oligotrophie en allant vers l'est (Turley, 1999). L'eutrophisation et l'oligotrophie en Méditerranée sont illustrées par la répartition de la chlorophylle *a* sur les images de télédétection (figure 1). Cela est dû à sa faible teneur en éléments nutritifs ; les concentrations maximales enregistrées pour le nitrate étaient d'environ 6 µM, pour le phosphate de 0,25 µM et pour le silicate de 10 à 12 µM, avec le rapport nitrate-phosphate

(N/P) > 20 et dans les eaux profondes d'environ 28:1. La Méditerranée orientale a été caractérisée comme étant la plus vaste étendue d'eau au monde ayant une concentration limitée en phosphore. La zone côtière de la partie sud-est de la Méditerranée présente de nettes tendances eutrophes. Bien que le Nil soit la principale source d'eau de la région, ses flux d'eau douce se raréfient à cause du barrage d'Assouan et des tendances croissantes de l'utilisation d'eau anthropique dans le Nil inférieur. Les conditions eutrophes de la région sont principalement causées par les effluents d'eaux usées provenant du Caire et d'Alexandrie. Le nord de la mer Égée présente des tendances mésotrophe et eutrophe. Cela peut s'expliquer par les apports fluviaux provenant du nord de la Grèce et par les entrées d'eau depuis la mer Noire riche en éléments nutritifs.

Le régime d'éléments nutritifs et la productivité primaire dans la Méditerranée occidentale sont relativement plus élevés que ceux de la Méditerranée orientale. Il existe un approvisionnement limité en éléments nutritifs par le détroit de Gibraltar en raison des différences de concentrations en éléments nutritifs entre les eaux de l'Atlantique et celles de la Méditerranée. L'eau de surface provenant de l'Atlantique transporte des éléments nutritifs directement disponibles pour la photosynthèse (AEE 1999), mais à de faibles concentrations. Les concentrations en phosphore (phosphate) dans les flux entrants d'eaux vont de 0,05 à 0,20 μM , les concentrations en azote (nitrate) étant d'environ 1 à 4 μM et la concentration en silicium (silicate) d'environ 1,2 μM (Coste et al. 1988). Les éléments nutritifs de la couche superficielle sont réduits, car ils se propagent vers l'est en raison du mélange avec l'eau pauvre du bassin et de l'utilisation d'éléments nutritifs par le phytoplancton. Cependant, la productivité primaire de la Méditerranée occidentale principale, loin des zones côtières et de l'influence des cours d'eau et des agglomérations urbaines, reste supérieure à celle de la Méditerranée orientale.

Les principales régions côtières de la Méditerranée ayant des tendances eutrophes permanentes sont le golfe du Lion, l'Adriatique, le nord de la mer Égée et la Méditerranée du sud-est (Nil-bassin Levantin).

Un travail récent sur la répartition des éléments nutritifs et du phytoplancton le long d'un transect longitudinal à grande échelle d'est en ouest (3,188 km) de la mer Méditerranée, étendu sur neuf stations a été publié par Ignatiades et al. (2009). Les résultats ont confirmé le caractère oligotrophe de la zone et le gradient d'éléments nutritifs et de chlorophylle caractérisé par des concentrations décroissantes de Gibraltar au bassin Levantin. Les niveaux maximums de phosphate variaient de 0,05 à 0,26 μM , le nitrate de 1,87 à 4,04 μM , la chlorophylle *a* (*chl**a*) de 0,39 à 0,96 mg L^{-1} .

Les résultats de l'évaluation et de l'état de la concentration en chlorophylle *a* dans la colonne d'eau sont présentés aux Figures 2 à 8 qui présentent un chiffre assez limité dans la région méditerranéenne. La raison principale est liée à la disponibilité et à la qualité des données. Sur la figure 2, l'on voit clairement qu'il n'y a aucune donnée pour une grande partie de la région. La mise en œuvre de critères liés aux types d'eau aux fins de l'IMAP est également limitée. Même lorsqu'un critère assez souple (10 échantillons en 10 ans dans les couches superficielles - ≤ 10 m) a été adopté, la disponibilité des données pour l'évaluation est restée faible.

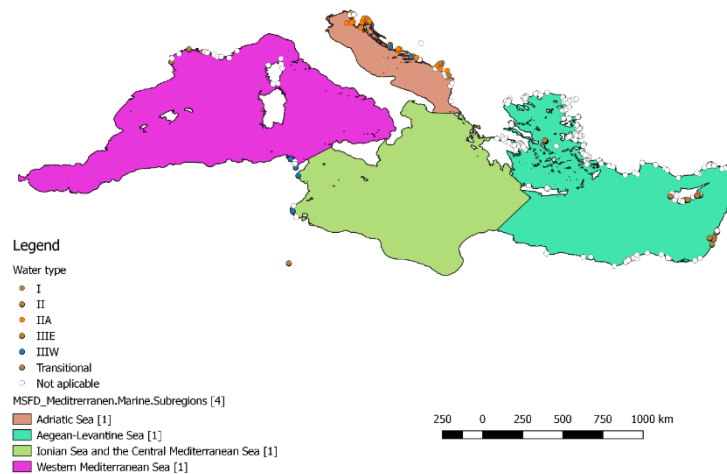


Figure 2. Stations dans la région méditerranéenne pour lesquelles les paramètres d'eutrophisation ont été échantillonnés. On y retrouve également les types d'eaux (applicables au phytoplancton, IMAP 2017) pour lesquels les exigences minimales statistiques ont été satisfaites (10 échantillons au cours des 10 dernières années et dans la couche superficielle, ≤ 10 m).

Sur les figures 3 à 8, les données d'évaluation pour les quatre sous-régions appliquant les conditions de référence et de délimitations des types d'eaux côtières en Méditerranée (applicable au phytoplancton, IMAP 2017) sont présentées. Pour la sous-région de la Méditerranée occidentale (figure 3), seul un ensemble limité de données pour la France (données de 2009 et 2012) a été évalué, indiquant qu'aucune des stations du Golf du Lyon n'était en état modéré.

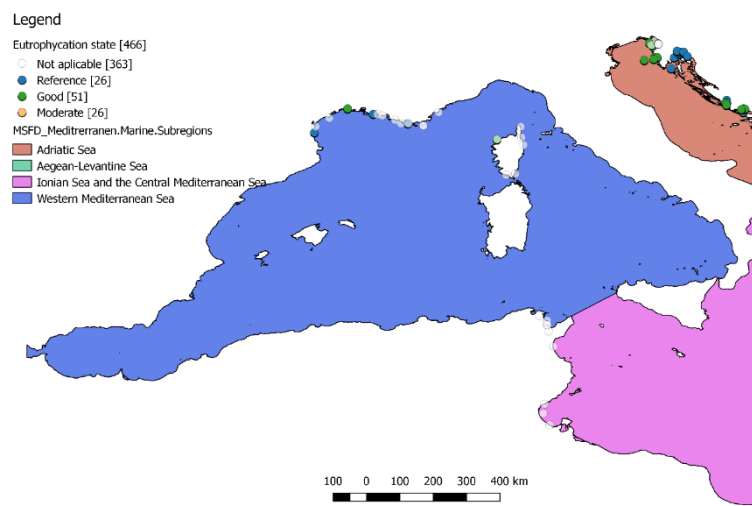


Figure 3. Stations dans la sous-région de la Méditerranée occidentale pour lesquelles l'eutrophisation a été évaluée. Les conditions de référence et de délimitations des types d'eaux côtières en Méditerranée ont été appliquées (applicable au phytoplancton, IMAP 2017), conditions pour lesquelles les exigences minimales statistiques ont été satisfaites (10 échantillons au cours des 10 dernières années et dans la couche superficielle, ≤ 10 m).

Dans la sous-région de la mer Adriatique (figures 4 et 5), seule la partie orientale a été évaluée (Slovénie, Croatie et Monténégro). Les critères appliqués ont montré que toutes les stations de la zone évaluée sont listées en bon état. Le diagramme de quartiles (figure 5) montre encore plus de détails. Cette représentation graphique est très utile pour une évaluation géographique et représente un bon potentiel pour l'analyse des séries chronologiques.

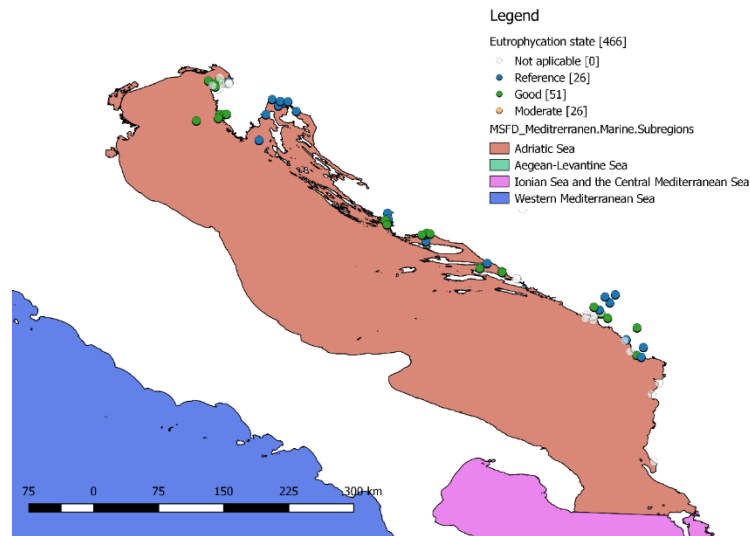


Figure 4. Stations dans la sous-région de la mer Adriatique pour lesquelles l'eutrophisation a été évaluée. Les conditions de référence et de délimitations des types d'eaux côtières en Méditerranée ont été appliquées (applicable au phytoplancton, IMAP 2017), conditions pour lesquelles les exigences minimales statistiques ont été satisfaites (10 échantillons au cours des 10 dernières années et dans la couche superficielle, ≤ 10 m).

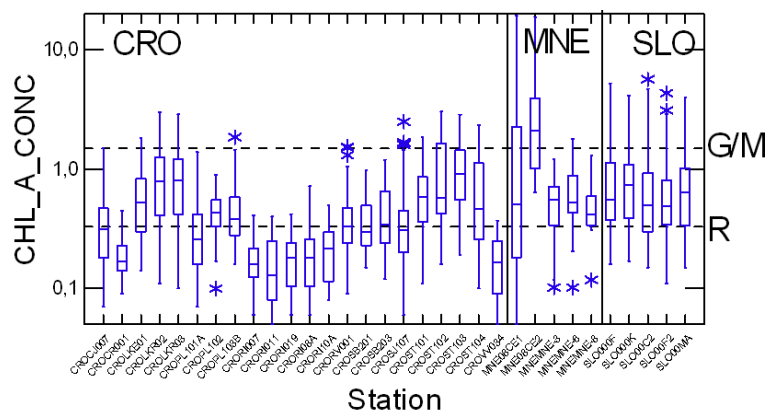


Figure 5. Diagramme de quartiles pour la concentration en chlorophylle *a* dans la sous-région de la mer Adriatique (eau de type IIA) pour laquelle les conditions de référence et de délimitations des types d'eaux côtières en Méditerranée ont été appliquées (applicable au phytoplancton, IMAP. 2017).

Pour la mer Ionienne et la sous-région de la Méditerranée centrale (figure 6), l'évaluation n'a pas été effectuée du fait de l'absence de données.

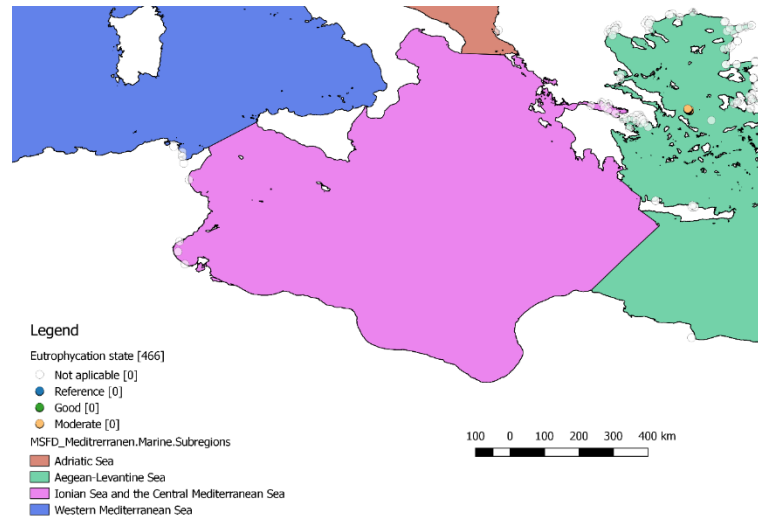


Figure 6. Stations dans la mer Ionienne et dans la sous-région de la Méditerranée centrale pour lesquelles l'eutrophication a été évaluée. Les conditions de référence et de délimitations des types d'eaux côtières en Méditerranée ont été appliquées (applicable au phytoplancton, IMAP 2017), conditions pour lesquelles les exigences minimales statistiques ont été satisfaites (10 échantillons au cours des 10 dernières années et dans la couche superficielle, ≤ 10 m).

Dans la sous-région de la mer Égée-bassin Levantin (figures 7 et 8), les pays évalués sont Chypre et Israël. Des données partielles pour la Turquie (région de Mersin) ont également été utilisées. Les critères appliqués (eau de type IIIIE) ont montré que pratiquement toutes les stations de la région de Chypre sont listées en bon état. Le diagramme de quartiles (figure 8) montre encore plus de détails. Les données pour Israël et la région de Mersin (Turquie) indiquent que les zones étaient en état modéré. Probablement, les critères pour l'eau de type IIIIE dans cette région sont trop rigoureux du fait de la proximité de cette zone vis-à-vis de la côte et des ports.

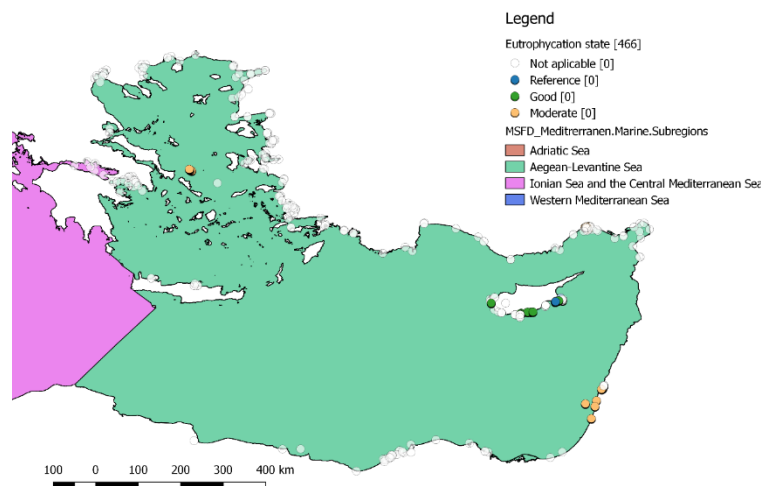


Figure 7. Stations dans la sous-région de la mer Égée-bassin Levantin pour lesquelles l'eutrophication a été évaluée. Les conditions de référence et de délimitations des types d'eaux côtières en Méditerranée ont été appliquées (applicable au phytoplancton, IMAP 2017), conditions pour lesquelles les exigences minimales statistiques ont été satisfaites (10 échantillons au cours des 10 dernières années et dans la couche superficielle, ≤ 10 m).

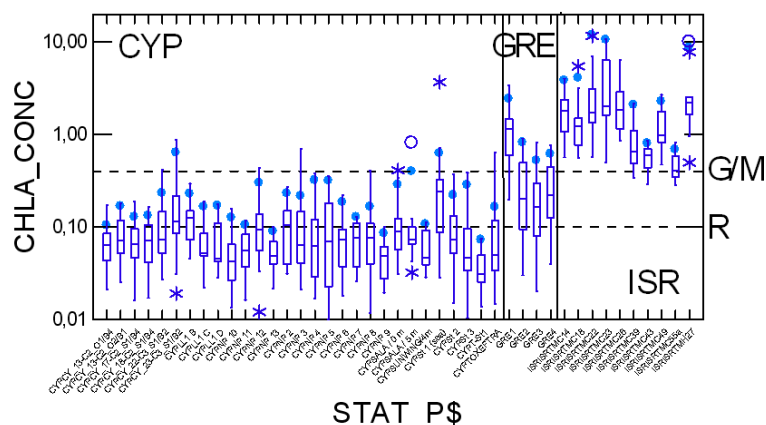


Figure 8. Diagramme de quartiles pour la concentration en chlorophylle *a* dans la sous-région de la mer Égée-bassin Levantin (eau de type IIIE) pour laquelle les conditions de référence et de délimitations des types d’eaux côtières en Méditerranée ont été appliquées (applicable au phytoplancton, IMAP 2017). Les points bleus représentent la valeur de 90 percentile.

Aux points chauds d’eutrophisation dans la mer Méditerranée, il serait intéressant d’effectuer une analyse complète des tendances de la concentration en chlorophylle *a*. Des tendances importantes de la concentration en chlorophylle *a* doivent être détectées à partir de séries chronologiques de longue durée capables de saisir les changements de la biomasse des eaux côtières, car l’analyse de séries chronologiques de courte durée pourrait conduire à des interprétations erronées des schémas spatiaux générés par des processus aléatoires comme tendances de concentrations en chlorophylle *a*. Les mesures synoptiques par satellite pour l’estimation des tendances de la concentration en chlorophylle *a* peuvent permettre de détecter des processus biogéochimiques locaux anormaux et d’évaluer les différentes applications de la réglementation environnementale. L’utilisation récente de ces données (Colella *et al.*, 2016) a permis une surveillance cohérente des problèmes biogéochimiques dans le bassin méditerranéen. À grande échelle, des tendances positives existent au large de la côte sud-est espagnole, dans le bassin de la Ligurie-Provençale et dans la région de Rhodes Gyre, alors qu’une tendance intense négative dans le nord de la mer Adriatique, au large de la bouche du Rhône et dans le golfe de Thermaïkos (mer Égée) ont été détectées.

Ce potentiel d’évaluation des problèmes liés à l’eutrophisation est le bienvenu. Cependant, la structure par satellite pourrait nécessiter des ensembles de données plus importants et bénéficiant de multicateurs et il doit certainement être combiné à l’analyse de données complémentaires biogéochimiques in situ.

CONCLUSIONS

Conclusions (synthèse)

L'état trophique de la mer Méditerranée est conditionné par la zone côtière très peuplée et par l'apport fluvial d'une zone de drainage. Les eaux situées au large des côtes méditerranéennes ont été caractérisées comme étant extrêmement oligotrophes avec une tendance croissante à l'oligotrophie en allant vers l'est.

Les principales régions côtières de la Méditerranée ayant des tendances eutrophes permanentes sont le golfe du Lion, l'Adriatique, le nord de la mer Égée et la Méditerranée du Sud-est (Nil-bassin Levantin).

Les données disponibles montrent que, dans les zones où une évaluation est possible, les critères d'évaluation de l'IMAP pour l'eutrophisation basés sur l'IC14 (concentration de chlorophylle *a* dans la colonne d'eau) sont applicables et confirment l'état principal de l'eutrophisation dans la zone côtière. En matière d'atteinte du BEE dans ces régions (Adriatique orientale et Chypre), elle est maintenue.

Conclusions (détaillées)

L'état trophique de la mer Méditerranée est conditionné par la zone côtière très peuplée et par l'apport fluvial d'une zone de drainage. Les eaux situées au large des côtes méditerranéennes ont été caractérisées comme étant extrêmement oligotrophes avec une tendance croissante à l'oligotrophie en allant vers l'est. La mer Méditerranée orientale reste la zone la plus oligotrophe de l'ensemble du bassin méditerranéen et la plus grande étendue d'eau au monde ayant une concentration limitée en phosphore.

La zone côtière de la partie sud-est de la Méditerranée présente de nettes tendances eutrophes. Bien que le Nil soit la principale source d'eau de la région, ses flux d'eau douce se raréfient à cause du barrage d'Assouan et des tendances croissantes de l'utilisation d'eau anthropique dans le Nil inférieur. Les conditions eutrophes de la région sont principalement causées par les effluents d'eaux usées provenant du Caire et d'Alexandrie. Le nord de la mer Égée présente des tendances mésotrophes à eutrophes qui s'expliquaient par les apports fluviaux depuis le nord de la Grèce et les entrées d'eau de la mer Noire riche en éléments nutritifs.

Le régime d'éléments nutritifs et la productivité primaire dans la Méditerranée occidentale sont relativement plus élevés que ceux de la Méditerranée orientale. Cependant, la productivité primaire de la Méditerranée occidentale principale, loin des zones côtières et de l'influence des cours d'eau et des agglomérations urbaines, reste supérieure à celle de la Méditerranée orientale.

Les principales régions côtières de la Méditerranée ayant des tendances eutrophes permanentes sont le golfe du Lion, l'Adriatique, le nord de la mer Égée et la Méditerranée du sud-est (Nil-bassin Levantin).

Les données disponibles montrent que, dans les zones où une évaluation est possible, les critères d'évaluation de l'IMAP pour l'eutrophisation basés sur l'IC14 (concentration de chlorophylle *a* dans la colonne d'eau) sont applicables et confirment l'état principal de l'eutrophisation dans la zone côtière. En matière d'atteinte du BEE dans ces régions (Adriatique orientale et Chypre), elle est maintenue.

Les conditions de référence et les délimitations des types d'eaux côtières pour l'IC14 (concentration de chlorophylle *a* dans la colonne d'eau) doivent être harmonisées dans la région du sud de la Méditerranée qui n'a pas encore participé à l'effort d'évaluation. L'évaluation peut également permettre d'identifier les régions où les critères doivent être améliorés. La mise en œuvre d'une

stratégie d'échantillonnage claire accompagnée d'une approche simplifiée dans le suivi de la conception et de la gestion des données sera très utile.

Les mesures synoptiques par satellite pour l'estimation des tendances de la concentration en chlorophylle *a* peuvent permettre de détecter des processus biogéochimiques locaux anormaux et d'évaluer les différentes applications de la réglementation environnementale.

Messages clés

- Les eaux situées au large des côtes méditerranéennes ont été caractérisées comme étant extrêmement oligotrophes avec une tendance croissante à l'oligotrophie en allant vers l'est.
- Les principales régions côtières de la Méditerranée ayant des tendances eutrophes permanentes sont le golfe du Lion, l'Adriatique, le nord de la mer Égée et la Méditerranée du Sud-est (Nil-bassin Levantin), et
- Les données disponibles montrent que, dans les zones où une évaluation est possible, les critères d'évaluation de l'IMAP pour l'eutrophisation basés sur l'IC14 (concentration de chlorophylle *a* dans la colonne d'eau) sont applicables et confirment l'état principal de l'eutrophisation de la zone côtière.

Lacunes en matière de connaissances

Il n'y a aucune lacune principale identifiée en Méditerranée concernant l'évaluation de l'Indicateur commun 14. Cependant, des tendances importantes de la concentration en chlorophylle *a* doivent être détectées à partir de séries chronologiques de longue durée capables de saisir les changements de la biomasse des eaux côtières et, à cette fin, il convient d'améliorer la disponibilité des données. Comme approche, l'on pourrait utiliser les données stockées dans d'autres bases de données auxquelles certains pays méditerranéens contribuent régulièrement. Les mesures synoptiques par satellite pour l'estimation des tendances de la concentration en chlorophylle *a* peuvent permettre de détecter des processus biogéochimiques locaux anormaux et d'évaluer les différentes applications de la réglementation environnementale.

Liste de références

Colella, S., Falcini, F., Rinaldi, E., Sammartino, M., Santoleri, R. (2016). Mediterranean Ocean Colour Chlorophyll Trends. PLoS ONE 11(6): e0155756. doi:10.1371/journal.pone.0155756

Coste, B., Le Corre, P., Minas, H. J. (1988). Re-evaluation of nutrient exchanges in the Strait of Gibraltar. Deep-Sea Research, 35, 767–775.

Ignatiades, L., Gotsis-Skretas, O., Pagou, K., & Krasakopoulou, E. (2009). Diversification of phytoplankton community structure and related parameters along a large scale longitudinal east–west transect of the Mediterranean Sea. Journal of Plankton Research, 31(4), 411–428.

IMAP (2017). Integrated Monitoring and Assessment Programme of the Mediterranean Sea and Coast and Related Assessment Criteria UNEP, Athens, 52 pp.

Krom, M. D., Emeis, K. C., and Van Cappellen, P. (2010). Why is the Mediterranean phosphorus limited? Progress in Oceanography. doi:10.1016/j.pocean.2010.03.003.

Ludwig, W., Dumont, E., Meybeck, M., and Heusser, S. (2009). River discharges of water and nutrients to the Mediterranean and Black Sea: major drivers for ecosystem changes during past and future decades? Progress in Oceanography, 80, 199–217.

Pugnetti, A., Bastianini, M., Acri, F., Bernardi Aubry, F., Bianchi, F., Boldrin, A. and Socal, G. (2007). Comunità fitoplanctonica e climatologia nell'Adriatico Settentrionale. In: Carli B., Gavaretta

G., Colacino N., Fuzzi S. (eds), *Clima e cambiamenti climatici: le attività di ricerca del CNR*. CNR-Roma: pp. 551-556 (in Italian).

Turley, C. M. (1999). The changing Mediterranean Sea: a sensitive ecosystem? *Progress in Oceanography*, 44, 387-400.

UNEP (1989). *State of the Mediterranean Marine Environment*. MAP Technical Series No. 28, UNEP, Athens.

UNEP/FAO/WHO (1996). *Assessment of the state of eutrophication in the Mediterranean Sea*. MAP Technical Report Series No. 106, UNEP, Athens, 455 pp.

UNEP/MAP, 2003. *Eutrophication monitoring strategy of MED POL*, UNEP(DEC)/MED WG 231/14, 30 April 2003, Athens 24 pp.

UNEP/MAP (2007). *Eutrophication Monitoring Strategy for the MED POL (REVISION)*, UNEP(DEPI)/MED WG.321/Inf. 5, 9 November 2007, Athens.

UNEP/MAP (2016). *Decision IG.22/7 - Integrated Monitoring and Assessment Programme (IMAP) of the Mediterranean Sea and Coast and Related Assessment Criteria*. COP19, Athens, Greece. United Nations Environment Programme, Mediterranean Action Plan, Athens.

Vollenweider, R.A. (1992). *Coastal Marine Eutrophication*. In: Vollenweider, R.A., Marchetti, R., Viviani, R. (ed.). *Marine Coastal Eutrophication*. Londres : Elsevier, pp. 1-20.

Objectif écologique 9 (OE9) : Produits chimiques

EO9. Indicateur commun 17 : Concentration des principaux contaminants nocifs mesurée dans la matrice pertinente (OE9 concernant le biote, les sédiments et l'eau de mer)

GÉNÉRAL

Rapporteur : PNUE/PAM/MED POL

Échelle géographique de l'évaluation : Régionale, Mer Méditerranée

Pays contributeurs : Chypre, Croatie, Égypte, Espagne, France, Grèce, Israël, Italie, Maroc, Monténégro, Slovénie, Syrie, Tunisie, Turquie

Thème central de la Stratégie à moyen terme (SMT) 1-Pollution terrestre et marine

Objectif écologique OE9. Les contaminants n'ont aucun impact significatif ni sur les écosystèmes côtiers et marins ni sur la santé de l'homme.

Indicateur commun de l'IMAP IC17. Concentration des principaux contaminants nocifs mesurée dans la matrice pertinente (OE9 concernant le biote, les sédiments et l'eau de mer)

Code de la fiche d'évaluation de l'indicateur EO9CI17

PRINCIPE DE BASE/MÉTHODES

Contexte (résumé)

L'état de la contamination chimique du milieu marin est la conséquence des activités humaines (moteurs et pressions) qui ont lieu autour des zones côtières et marines de la Méditerranée et qui l'éloignent des conditions naturelles de l'état d'équilibre. Les contaminants nocifs entrent principalement dans l'écosystème marin par diverses voies, notamment par des dépôts atmosphériques ou par des apports de sources terrestres. À titre d'exemple, sur les côtes méditerranéennes, un certain nombre de pressions différentes en matière de pollution chimique ont été créées non seulement par les petites marinas récréatives, mais également par les grands ports commerciaux qui se comptent par milliers. À l'heure actuelle, il existe encore d'anciennes menaces et de nouvelles pressions, bien que les tendances et les niveaux des polluants dits traditionnels (p. ex. les métaux lourds, les polluants organiques persistants et les pesticides) aient considérablement diminué dans les zones les plus affectées de la mer Méditerranée après la mise en œuvre de mesures environnementales (p. ex. l'interdiction du carburant au plomb, la réglementation sur le mercure, l'interdiction des peintures antisalissure), comme cela a été observé en Méditerranée occidentale (UNEP/MAP/MEDPOL, 2011a). Aujourd'hui, il existe encore des sources de pollution ponctuelles et diffuses qui entrent dans la classe des contaminants chimiques prioritaires et émergents (par exemple les produits pharmaceutiques, les produits de soins corporels, les produits ignifuges) en Méditerranée. Les sources terrestres (LBS) de contaminants qui ont un impact sur l'environnement côtier entrent par des rejets d'eaux usées traitées (ou non) et représentent un apport important. En ce qui concerne les sources diffuses de pollution, le ruissellement terrestre et les dépôts atmosphériques (dépôt humide/sec et transport diffusif) sont les deux principaux éléments qui contribuent à la pollution des zones côtières. Les sources marines sont également comptabilisées (c'est-à-dire des apports directs d'activités maritimes et industrielles,

comme le transport, la pêche, le raffinage de pétrole et l'exploration et l'exploitation de pétrole et de gaz) qui pourraient être des sources chroniques permanentes de pollution du milieu marin, mais également des sources potentielles d'événements de pollution aiguë.

L'on peut parvenir à un Bon état écologique (BEE) pour l'Indicateur commun 17 (IC17) lorsque les niveaux de pollution sont inférieurs à un seuil déterminé (par exemple, les Critères d'évaluation environnementale, EAC), définis pour la zone et pour l'espèce. À cet égard, les concentrations de produits chimiques nocifs spécifiques devraient être maintenues en dessous des EAC ou des concentrations de référence sans tendances de détérioration. Par ailleurs, il convient d'atteindre la réduction des émissions de contaminants provenant de sources terrestres (PNUE/PAM, 2013, 2015).



Figure 1: Échantillon de sédiments boueux prélevé à l'aide d'une grande benne preneuse. La couche supérieure de 1 cm est collectée pour des analyses de pollution chimique. L'on peut clairement distinguer les couches oxiques et anoxiques, Image fournie : Mudsedimentsample_CGuitart.jpg

Contexte (détaillé)

En Méditerranée, la Convention de Barcelone adoptée en 1976 a été le premier instrument juridiquement contraignant pour la protection de son environnement comportait un certain nombre de protocoles, notamment le Protocole sur la pollution. Son composante BBN/RRTP (Bilan de base national/rejets et transferts de polluants) permet aux Parties contractantes à la Convention de Barcelone de soumettre les données relatives aux charges nationales de polluants rejetés directement ou indirectement dans le le cadre du Protocole sur la pollution provenant des sources terrestres (Protocole « tellurique ») Le PAM MED POL (Programme d'évaluation et de maîtrise de la pollution dans la région méditerranéenne) a été mis en œuvre et des réseaux côtiers de surveillance à long terme ont été élaborés. Pour celui à qui convient la surveillance marine. Depuis 2000, d'autres politiques internationales et nationales, telles que la Directive-cadre européenne sur l'eau et la Directive-cadre « stratégie européenne pour le milieu marin », élaborent des stratégies dans la Méditerranée qui visent à protéger son environnement à l'échelle sous-régionale et collaborent avec le PNUE/PAM. La 19^e Réunion ordinaire des Parties contractantes à la Convention de Barcelone (Convention pour la protection du milieu marin et du littoral de la Méditerranée et ses Protocoles) qui s'est tenue en 2016 a adopté le Programme intégré de surveillance et d'évaluation (IMAP) de la côte et de la mer méditerranéennes et les critères d'évaluation connexes, qui comprend les cibles pour atteindre le Bon état écologique (UNEP/MAP, 2016). Les cibles initiales du BEE pour l'Indicateur commun 17 de l'IMAP sont basées sur des données pour un nombre relativement faible de produits chimiques,

reflétant la portée du programme du MED POL actuel et la disponibilité de critères appropriés d'évaluation convenus.

Méthodes d'évaluation

La méthode d'évaluation de l'Indicateur commun 17 a été réalisée en évaluant les derniers ensembles de données du MED POL disponibles pour les niveaux de contaminants chimiques par rapport à des critères environnementaux définis (pour différentes matrices) à l'échelle régionale. Les métaux lourds (cadmium, mercure et plomb), les hydrocarbures pétroliers et les polluants organiques persistants (POP) - provenant des réseaux nationaux de surveillance côtière qui ont fait l'objet de rapports pour la base de données du MEDPOL - ont été initialement évalués. Cependant, les hydrocarbures pétroliers et les POP souffrent d'une pénurie de données, d'un manque de couverture régionale et surtout de concentrations non détectées et, par conséquent, cette évaluation se concentre uniquement sur les métaux lourds à l'échelle régionale (Décision 22/7). Les EAC actuels qui définissent le caractère acceptable ou non acceptable d'un état chimique environnemental sont basés sur la politique européenne pour le biote. Les Directives EC/EU 1881/2006 et 629/2008 relatives aux niveaux maximaux pour trois matrices, à savoir les bivalves, les poissons et les sédiments, ont été prises en compte et leurs niveaux de contaminants ont été comparés aux Critères d'évaluation de base et aux Critères d'évaluation environnementale (BAC et EAC), tel qu'adoptés par la CdP 19 en février 2016 pour la Méditerranée (annexe au document UNEP(DEPI)/MED IG pour certains contaminants dans les denrées alimentaires) et aux valeurs américaines ERL (critères toxicologiques dénommés Effects Range Low) pour les sédiments (voir le tableau ci-dessous).

Table 1. Critères d'évaluation de l'IMAP pour les métaux lourds

Trace metal	^a Mussel (MG) µg/kg d.w.			^b Mussel µg/kg d.w.	^c Fish (MB) µg/kg d.w. ^f			Sediment µg/kg d.w.		
	BC	Med BAC	EC	BAC	BC	Med BAC	(EC)	BC	^e Med BAC	ERL
Cd	725	1088	5000	1000	4	8/16 ^d	207	-	150	1200
Hg	125	188	2500	170	296	600	4150	-	45	150
Pb	2500	3800	7500	1000	279	558	1245	-	30000	46700

^a preliminary data for the NW Mediterranean (Spain);

^b additional BAC data provided by Lebanon for *Brachidontes variabilis* species;

^c preliminary data for the NW Mediterranean (Spain);

^d earlier estimation wet weight;

^e estimated from sediment cores (UNEP(DEPI)/MED WG.365/Inf.8, 2011);

^f a dry/wet ratio of 20 should be used to convert units for MG (f.w. units = d.w. units / 5)

Les espèces de bivalves (*Mytilus galloprovincialis*, MG ; *Macra corralina*, MC et *Donax trunculus*, DT) et de poissons (*Mullus barbatus* MB) ont été évaluées et les niveaux ont été rapportés dans les échantillons de sédiments côtiers. La méthodologie est basée sur le calcul des pourcentages de stations (unités) ayant des niveaux en dessous ou au-dessus des BAC et au-dessus des EAC (deux seuils et trois groupes, voir graphique), et représentée dans l'espace (voir les cartes SIG dans la section Résultats).

En bref, la dernière année pertinente (ou les dernières années) d'ensembles de données du MED POL non évalués permettant une couverture spatiale maximale a été sélectionnée pour chaque pays et pour chaque matrice afin de construire une évaluation régionale de l'état intégrée au fil du temps (qui reflète à peu près la disponibilité temporelle des ensembles de données). Les ensembles de données provenant de pays qui ont fait des rapports sur des années consécutives ont été examinés afin d'en évaluer la cohérence (c.-à-d. les coordonnées, les valeurs, les méthodes, les DL) avant de sélectionner le dernier ensemble de données à évaluer. Alternativement, les ensembles de données annuels provenant des Parties contractantes ont été fusionnés pour permettre une plus grande couverture

spatiale lorsque les emplacements changeaient d'une année à l'autre. Une moyenne des données a également été faite lorsque cela était nécessaire (par exemple, lorsque des rapports annuels reprennent des échantillons pour la même station).

Pour les sédiments (en $\mu\text{g}/\text{kg}$ de poids sec), une moyenne des données a été faite par station (ou par zone lorsque des stations proches ont fait l'objet de rapports) quand cela était nécessaire conformément à l'échelle régionale de l'évaluation et au volume de données disponibles. Les niveaux de contaminants dans les échantillons de sédiments comprennent différentes fractions disponibles dans la base de données du MED POL et soumises par les Parties contractantes ; ces fractions ont été combinées dans l'espace en vue de leur évaluation (allant de $>60 \mu\text{m}$ à l'ensemble de l'échantillon)

Les ensembles de données utilisés à partir de la base de données du MED POL pour chaque pays et pour chaque matrice étaient les suivants :

- Bivalves : Croatie (2009, 2011-2014), Égypte (2009-2010), Espagne (2011), France (2012), Israël (2012-2013, y compris 2010 et 2011 pour le Pb), Italie (2009), Monténégro (2009-2011), Slovénie (2015), Tunisie (2010-2013), Turquie (2009, 2011)
- Poisson : Chypre (2014-2015), Grèce (2005), Israël (2013), Espagne (2006-2008), Turquie (2013)
- Sédiments : Croatie (2011, 2013), Égypte (2006, 2009, 2010), France (2009-2011), Grèce (2005), Israël (2013), Italie (2009), Maroc (2007), Monténégro (2010-2011), Espagne (2007-2008, 2011), Syrie (2007), Tunisie (2012), Turquie (2013)

La qualité des principaux ensembles de données sur les groupes de contaminants traditionnels du MED POL a été prise en compte, en particulier, pour les métaux lourds pour lesquels un grand nombre d'ensembles de données de qualité garantie étaient disponibles.

Au cours de la préparation de ces évaluations, plusieurs Parties contractantes (notamment, la Tunisie, la Turquie, Chypre, la Croatie, l'Égypte, Israël, le Maroc, le Monténégro et la Slovénie) ont fourni de nouvelles données qui serviront à réaliser des évaluations futures.

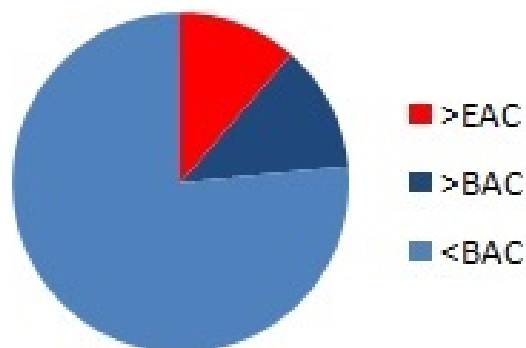


Figure 2. Écart montrant le pourcentage de stations ayant des concentrations de contaminants en-dessous et au-dessus des Critères d'évaluation de base (BAC) et au-dessus des Critères d'évaluation environnementale (EAC, soit EC ou ERL respectivement pour le biote et les sédiments)

RÉSULTATS

Résultats et état, y compris les tendances (résumé)

Les derniers ensembles de données disponibles sur les contaminants qui ont fait l'objet d'un rapport pour la base de données du MED POL continuent d'indiquer des niveaux plus faibles de polluants et de contaminants traditionnels dans le biote de la mer Méditerranée (principalement les bivalves), malgré les points chauds connus, comme ce fut le cas pour les rapports d'évaluation précédents (PNUE/PAM, 2009 ; PNUE/PAM/MED POL, 2011a ; PNUE/PAM, 2012a, 2012b) et pour le rapport sur les tendances temporelles (PNUE/PAM/MED POL, 2011b, 2016b), tandis que les produits chimiques présentent une accumulation et une persistance dans les sédiments côtiers. Les contaminants chimiques surveillés dans différentes matrices, à savoir les moules, les poissons et les sédiments, ainsi que leur évaluation par rapport aux Critères d'évaluation de base (BAC) et aux Critères d'évaluation environnementale (notamment EC et ERL pour le biote et les sédiments) permettent également d'aboutir à cette conclusion. En termes généraux, pour le biote (moules et poissons), le pourcentage de stations ayant des conditions environnementales acceptables, à savoir en dessous des critères de seuil EC, varie de 90 % à 100 % pour le Cd, le Pb et le HgT. Seulement quelques stations évaluées pour le Pb dans les moules présentent des niveaux supérieurs à l'EC pour le Pb pour 10 % des stations à une échelle régionale. Par conséquent, toutes les stations évaluées par le MED POL pour le biote présentent des conditions environnementales marines acceptables sauf 10 % d'entre elles pour le Pb. Au contraire, les pourcentages calculés des niveaux surveillés dans les sédiments côtiers au-dessus des critères d'évaluation (>ERL), c'est-à-dire des conditions environnementales non acceptables, représentent respectivement 6 %, 53 % et 13 % pour le Cd, le HgT et le Pb. Le mercure avec 53 % des stations surveillées au-dessus de l'ERL dans les sédiments côtiers de la mer Méditerranée reflète la nécessité de critères d'évaluation sous-régionaux, et donc un mélange de sources naturelles et anthropiques connues pourrait influencer ce résultat, en particulier dans la mer Adriatique, dans la mer Égée et dans le bassin Levantin.

À cet égard, une révision des critères d'évaluation actuels a été réalisée (UNEP/MAP/MED POL, 2016a), ce qui devrait affiner ces conclusions pour les évaluations à venir. Les figures 1 à 9 montrent les résultats spatiaux de l'évaluation réalisée à l'échelle régionale pour l'ensemble du bassin méditerranéen. Les matrices évaluées étaient des populations côtières de bivalves marins (*Mytilus galloprovincialis* par exemple), de poissons (*Mullus barbatus* notamment) et de sédiments. Dans l'ensemble, les calculs et les évaluations des parcelles spatiales reflètent peu de conditions environnementales non acceptables, en particulier pour le Pb dans les moules de certains endroits et pour le Pb et le HgT dans les sédiments côtiers mentionnés (bien que certains soient des points chauds connus de la mer Méditerranée et des zones naturelles d'apports) ; tandis que pour le reste des matrices et des métaux lourds évalués, on pourrait conclure que les conditions environnementales sont acceptables. De toute évidence, pour garantir le contrôle et l'atteinte des cibles (par exemple, en ce qui concerne les conditions acceptables actuelles pour le Cd et le HgT dans le biote), et pour éviter des détériorations futures des conditions environnementales, le milieu marin côtier nécessite une surveillance et une évaluation continues des niveaux ainsi que des tendances temporelles.

Résultats et état, y compris les tendances (détaillé)

Cadmium, mercure et plomb dans les bivalves méditerranéens

Les figures 3 à 5 montrent la répartition de l'évaluation effectuée pour les métaux lourds en Méditerranée dans les bivalves. Les stations sont surtout situées en Méditerranée occidentale et dans les sous-régions de la mer Adriatique. L'évaluation montre avant tout que les niveaux de Cd et de HgT ne sont pas au-dessus des Critères d'évaluation environnementale (EC), sauf pour une station concernant le HgT, ce qui indique des conditions environnementales acceptables et constitue une amélioration par rapport à la situation antérieure rapportée (PNUE/PAM/MED POL 2011a). Environ 80 % et 69 % des données surveillées respectivement pour le Cd et le HgT dans la moule sont également en dessous des Critères d'évaluation de base (BAC), ce qui indique des niveaux naturels de

base. De la même façon, l'évaluation du Pb montre la situation de l'état environnemental dans le bassin méditerranéen, en dépit d'importantes activités minières et industrielles avec des niveaux au-dessus des EC établis sur les côtes des points chauds d'Espagne, d'Italie et de Croatie encore connus. Environ 90 % des stations en dessous des valeurs EC présentent des niveaux environnementaux de Pb acceptables (72 % en dessous des BAC et 18 % au-dessus des BAC), tandis qu'environ 10 % sont au-dessus des EC, ce qui indique que la situation environnementale de ces zones doit s'améliorer.

Cadmium, mercure et plomb dans les poissons méditerranéens

La nouvelle évaluation des projets pilotes mis en œuvre par certaines Parties contractantes concernant la surveillance des niveaux de contaminants dans les poissons présente une situation environnementale acceptable (figures 6 à 8). L'évaluation des métaux lourds indique un état environnemental acceptable avec très peu de stations au-dessus des BAC et aucune au-dessus des EC. En particulier, 91 %, 83 % et 94 % des stations évaluées dans les zones géographiques de l'ouest et de l'est de la Méditerranée présentent des valeurs au-dessus des BAC pour le Cd, le HgT et le Pb, ce qui indique des niveaux qui se produisent naturellement dans le poisson.

Cadmium, mercure et plomb dans les sédiments côtiers méditerranéens

Les figures 9 à 11 montrent l'évaluation des sédiments côtiers par rapport aux BAC et à l'ERL pour les informations les plus récentes disponibles sur la Méditerranée. Les concentrations de métaux lourds dans les sédiments côtiers montrent une image différente en ce qui concerne les informations environnementales obtenues pour le biote, en particulier pour le HgT et le Pb. Le nombre d'échantillons par rapport aux valeurs ERL est plus élevé dans cette matrice, ce qui répond aux processus environnementaux connus pour les contaminants chimiques dans l'environnement où est connu pour être le compartiment final des polluants chimiques. Le Cd montre seulement 6 % et 49 % des stations évaluées au-dessus de l'ERL et des BAC, respectivement, soit 94 % des stations de sédiments ayant des niveaux environnementaux de cadmium acceptables. Cependant, peu de ces stations qui comptent pour 6 % sont connues pour être affectées par des sources anthropiques, tandis que d'autres répondent à différents processus naturels d'apports, tels que l'apport de Cd des eaux de l'Atlantique par le détroit de Gibraltar, les apports de remontée d'eau dans le golfe du Lion ou les processus de dépôt atmosphérique dans les îles méditerranéennes de Corse.

Au contraire, les concentrations de HgT dans les sédiments côtiers reflètent une situation loin d'un Bon état écologique (BEE), selon les critères d'évaluation régionaux actuels, en particulier dans les bassins de la Méditerranée du nord-ouest, de la mer Adriatique, de la mer Égée et dans le bassin Levantin. Toutes les données évaluées dans les différentes sous-régions présentent un chiffre de 53 % des stations au-dessus de l'ERL. Ainsi, environ 30 % au-dessus des BAC et 17 % en dessous des BAC dans les sédiments côtiers, ce qui représente en tout un nombre limité de 47 % des stations surveillées ayant des conditions environnementales acceptables. Les principales sources de ce mercure dans le milieu marin sont attribuables à l'exploitation industrielle de mines des ressources naturelles terrestres de ces régions riches en Hg. Il convient de souligner que les valeurs de référence convenues sont basées sur des informations provenant de sédiments de base collectés en Méditerranée et la révision de ces valeurs a été proposée (PNUE/MAP MED POL, 2016a) en vue d'inclure des critères sous-régionaux et d'équilibrer les différences éventuelles de fond géologique dans les bassins méditerranéens pour les évaluations futures. Au contraire, pour le Pb, une composition géographique différente entre la composition des sédiments côtiers de la Méditerranée occidentale et celle de la Méditerranée orientale pourrait surestimer les conditions environnementales acceptables pour cette dernière, si un seul ensemble de critères régionaux d'évaluation est utilisé (PNUE/PAM/MED POL, 2016a). En Méditerranée occidentale, environ 11 % des stations sont au-dessus de l'ERL, soit 89 % des stations ayant des conditions environnementales naturelles acceptables (seulement, environ 12 % au-dessus des BAC). Cependant, comme mentionné ci-dessus, aucune des stations évaluées sur les côtes de la Méditerranée orientale ne présente des valeurs au-dessus de l'ERL et, pour le bassin Levantin, aucune des stations ne présente des valeurs égales au-dessus des critères BAC, ce qui

signifie qu'il convient de prendre en compte divers critères d'évaluation pour le Pb à l'échelle sous-régionale de la mer Méditerranée, de sorte que certains points chauds connus pour les apports de Pb soient connus dans la Méditerranée orientale. En ce qui concerne le HgT, les critères de Pb, les BAC et les ERL pour les sédiments sont soumis à une proposition visant à affiner les futures évaluations à une échelle sous régionale (PNUE/PAM MED POL, 2016a).

Polluants organiques persistants (POP) et composés non halogénés

Les polluants organiques persistants (POP) comprennent certains pesticides chlorés traditionnels et des produits chimiques industriels, tels que les dénommés polychlorobiphényles (PCB), dont la plupart sont déjà interdits dans le monde en vertu de la Convention de Stockholm. Ces substances chimiques sont résistantes aux processus de dégradation de l'environnement et, par conséquent, elles sont persistantes et propices au transport sur de longues distances. Dans le milieu marin, la bioaccumulation et la biomagnification dans les organismes, ainsi que leurs implications pour la santé de l'homme, ont fait l'objet de plusieurs recherches. La rareté d'ensembles de données récents de qualité garantie sur les POP dans la base de données du MED POL et le fait que la plupart de ces ensembles soient à des niveaux non détectables, principalement dans les matrices de biote, est conforme aux premiers niveaux et tendances à la baisse observés dans les rapports précédents (PNUE/PAM/MED POL 2011a, 2011b, 2012) et aucune autre mise à jour ne peut être effectuée à l'heure actuelle.

De même, les niveaux historiques d'hydrocarbures pétroliers de certaines activités urbaines, industrielles et marines dans le milieu marin ont été réduits ; l'exemple le plus probant est sans doute la réduction des déversements d'hydrocarbures dans la Méditerranée (c'est-à-dire la pollution aiguë) par rapport aux décennies précédentes. Cependant, la pollution chronique incessante par les hydrocarbures pétroliers continue d'être associée aux principaux ports, aux sources marines et aux apports atmosphériques. Le pétrole comprend des milliers de composés ainsi que le groupe des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), dont certains sont les composés actuels ciblés. . En outre, il est intéressant de souligner l'importance négligée des apports d'opérations marines particulières, telles que l'exploitation pétrolière, en raison de l'introduction d'HAP dans le milieu marin, mais également d'autres produits chimiques tels que des phénols en même temps que l'eau produite par ces installations.

Composés chimiques émergents

L'apparition de composés émergents en Méditerranée a pris de l'importance au cours de la dernière décennie sur les côtes du nord et sur celles du sud. Divers groupes de produits chimiques, tels que les phénols environnementaux, les composés pharmaceutiques, les produits de soins corporels, les parfums polycycliques et bien d'autres font actuellement l'objet de recherche. En particulier, il convient de mentionner également, l'attention accordée récemment à l'apparition de déchets marins de tailles nano à macro dans les écosystèmes marins et qui représentent une nouvelle menace majeure pour la Méditerranée.

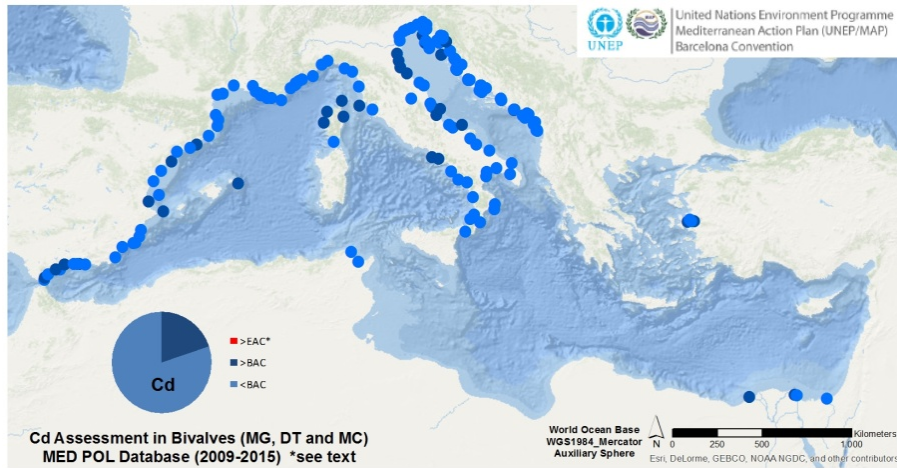


Figure 3. Évaluation régionale des niveaux de cadmium par rapport aux critères BAC/EAC (EC) dans le bivalve sp. (*Mytilusgalloprovincialis*, *Donax trunculus* et *Mactra corralina*) pour la Méditerranée, Bivalve Cd.jpg.

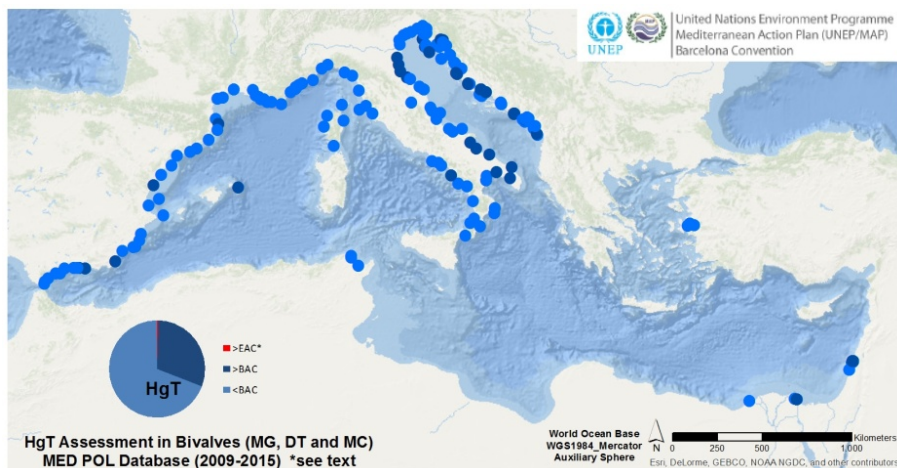


Figure 4. Évaluation régionale des niveaux de mercure par rapport aux critères BAC/EAC (EC) dans le bivalve sp. (*Mytilusgalloprovincialis*, *Donax trunculus* et *Mactra corralina*) pour la Méditerranée, Bivalve HgT.jpg.

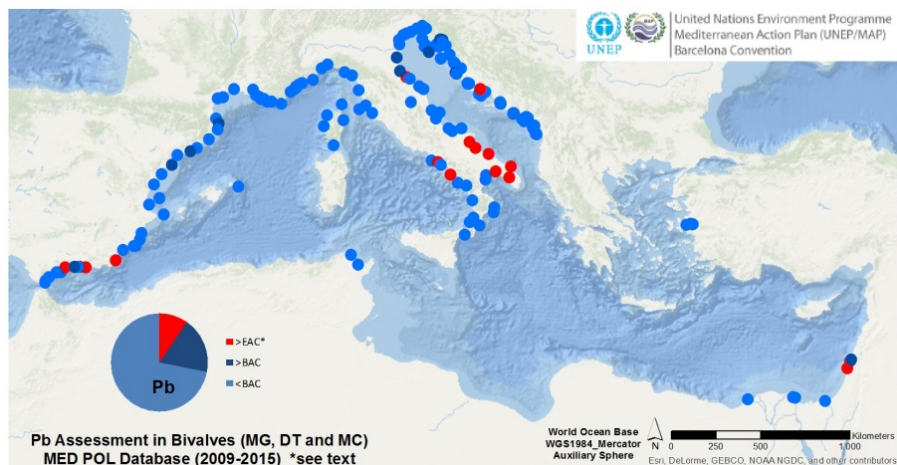


Figure 5. Évaluation régionale des niveaux de plomb par rapport aux critères BAC/EAC (CE) dans le bivalve sp. (*Mytilus galloprovincialis*, *Donax trunculus* et *Macrta corralina*) pour la Méditerranée, Bivalve Pb.jpg

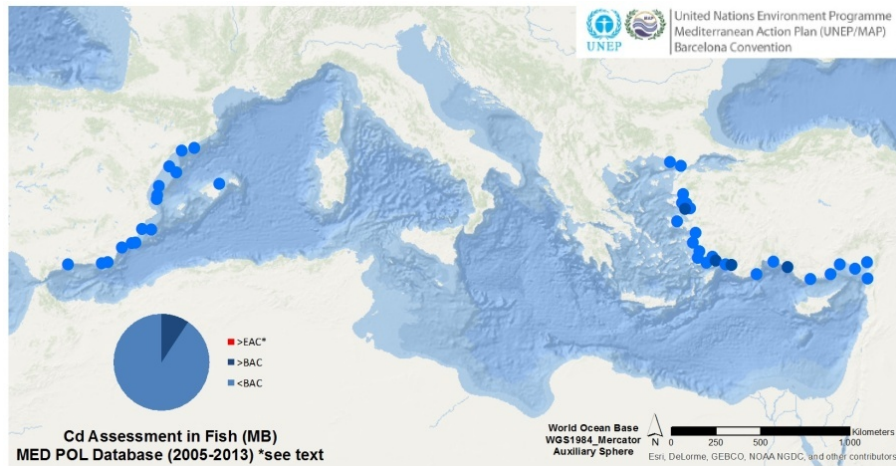


Figure 6. Évaluation régionale des niveaux de cadmium par rapport aux critères BAC/EAC (EC) dans le poisson sp. (*Mullus barbatus*) pour la Méditerranée, Mullus Cd.jpg

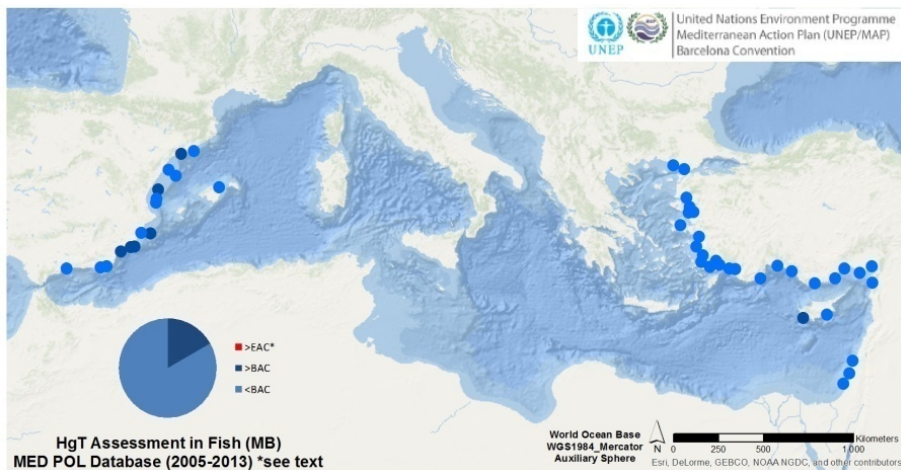


Figure 7. Évaluation régionale des niveaux de mercure par rapport aux critères BAC/EAC (EC) dans le poisson sp. (*Mullus barbatus*) pour la Méditerranée, Mullus HgT.jpg

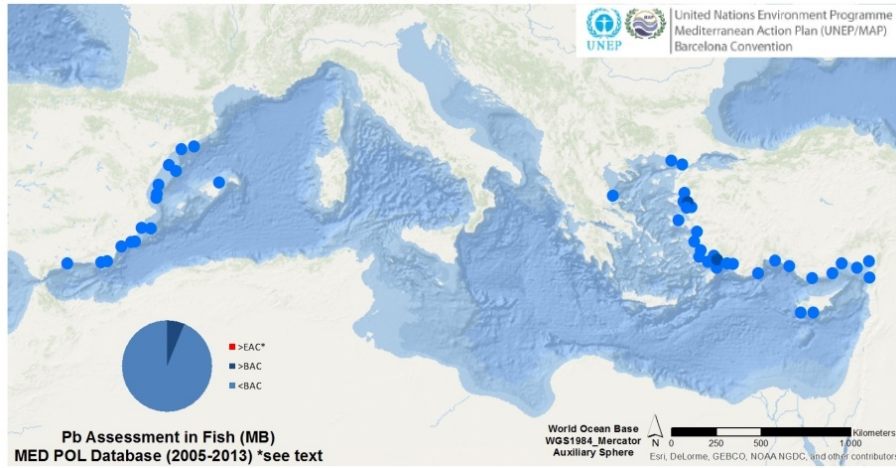


Figure 8. Évaluation régionale des niveaux de plomb par rapport aux critères BAC/EAC (EC) dans le poisson sp. (*Mullus barbatus*) pour la Méditerranée, Mullus Pb.jpg

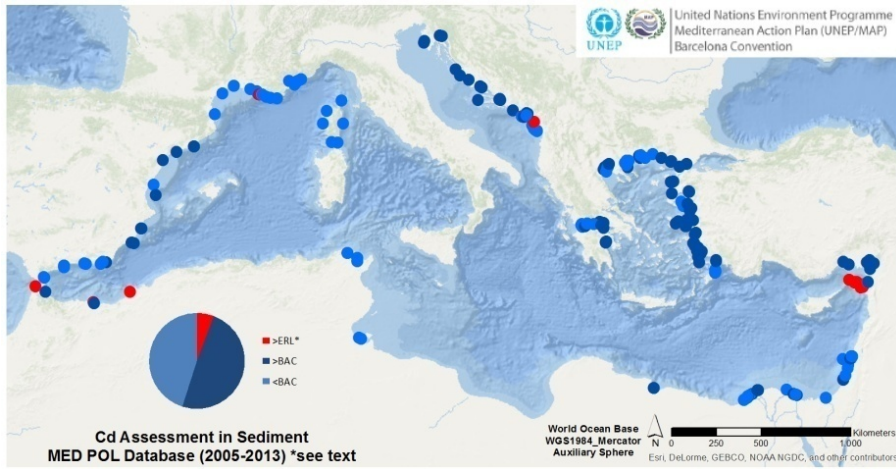


Figure 9. Évaluation régionale des niveaux de cadmium par rapport aux critères BAC/EAC (ERL) dans les sédiments pour la Méditerranée, Sediment Cd.jpg

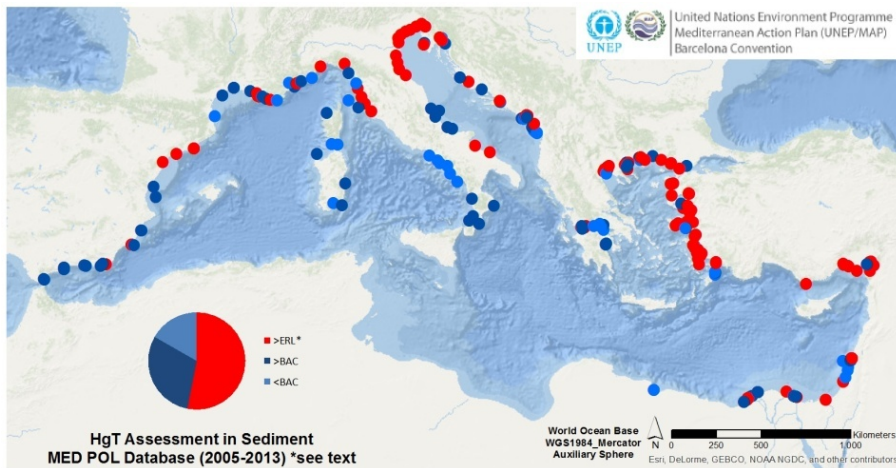


Figure 10. Évaluation régionale des niveaux de mercure par rapport aux critères BAC/EAC (ERL) dans les sédiments pour la Méditerranée, Sediment HgT.jpg

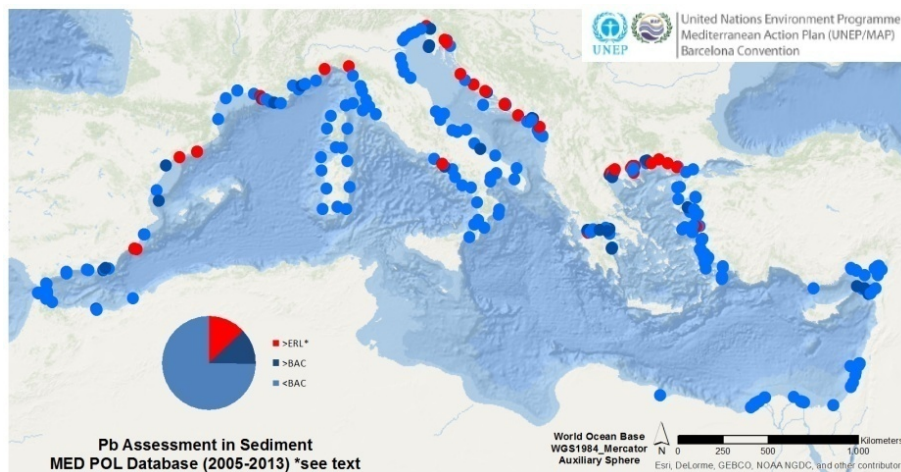


Figure 11. Évaluation régionale des niveaux de plomb par rapport aux critères BAC/EAC (ERL) dans les sédiments pour la Méditerranée, Sediment Pb.jpg

CONCLUSIONS

Conclusions (synthèse)

Une conclusion principale de cette première évaluation de la pollution par rapport aux critères d'évaluation réalisée pour les métaux lourds dans la mer Méditerranée montre que les conditions environnementales diffèrent largement entre le biote et les sédiments côtiers. Cette situation actuelle en matière de protection de l'environnement contre la pollution chimique et pour l'atteinte du BEE indique que les apports de sources marine et terrestre dans les eaux de surface côtières (et/ou les apports atmosphériques) du fait d'activités urbaines ou industrielles ne sont pas vraiment source de préoccupation (car pratiquement sous contrôle) avec une forte proportion de valeurs dans le biote en dessous des EAC (presqu'EC) et donc des conditions environnementales acceptables. Au contraire, l'héritage de la pollution par les métaux lourds montre une accumulation dans les sédiments côtiers à proximité des points chauds méditerranéens historiquement connus et des sources naturelles qui devraient être évaluées localement.

Conclusions (détaillées)

En ce qui concerne l'évaluation du BEE (Bon état écologique), le biote (moules et poissons) présente une situation dans laquelle les conditions acceptables existent pour les eaux marines côtières de surface dont les niveaux sont en dessous des critères d'évaluation (EC), à l'exception du Pb dans certaines zones de surveillance de moules. Ces zones correspondent à des sites côtiers connus (points chauds) où il convient d'envisager encore plus de mesures et d'actions pour améliorer la qualité de l'environnement marin. L'évaluation des sédiments dans le cadre du BEE montre une situation impactée pour l'écosystème benthique côtier, en particulier pour le HgT, qui nécessite d'autres études et évaluations. Par conséquent, ces évaluations doivent tenir compte des différences sous-régionales dans les bassins méditerranéens, ainsi que de l'apparition de sources naturelles et anthropiques. Par conséquent, l'élaboration de critères pour les évaluations sous-régionales doit être une priorité et ces premiers résultats doivent être pris avec précaution. À cet égard, il convient de tenir compte des relations entre les différentes normes politiques et les paramètres d'évaluation (c'est-à-dire DCE, DCSMM, etc.).

Messages clés

- Les niveaux de métaux lourds dans les eaux côtières montrent un état environnemental acceptable évalué à partir de moules et de poissons par rapport aux BAC et aux EAC (pratiquement EC).
- Pour le Pb, environ 10 % des stations affichent des niveaux au-dessus du seuil d'EC fixé pour les échantillons de moules.
- Les préoccupations relatives aux métaux lourds concernent le compartiment de sédiments côtiers pour le Pb et le HgT, ce qui indique une accumulation de ces produits chimiques.
- Pour le HgT, environ 53 % des stations évaluées sont au-dessus de l'ERL défini comme critère d'évaluation régional de conditions environnementales acceptables pour le bassin méditerranéen, bien que des différences sous-régionales soient prises en compte.
- Les mesures et les actions doivent se concentrer sur les points chauds connus associés aux zones urbaines et aux zones industrielles le long des côtes de la Méditerranée et inclure les sources marines, car il s'agit également des principaux apports.
- Les Critères d'évaluation de base et les Critères d'évaluation environnementale (BAC et EAC) doivent être améliorés davantage pour tenir compte des spécificités sous-régionales concernant l'apparition de composés naturels, comme les métaux lourds.

Lacunes en matière de connaissances

Il n'y a aucune nouvelle lacune identifiée en Méditerranée concernant l'évaluation de l'Indicateur commun 17. Les améliorations de la couverture spatiale limitée, de la cohérence temporelle et de l'assurance qualité pour des activités de surveillance entravent dans une certaine mesure les évaluations régionales et sous-régionales, comme cela a été observé précédemment (PNUE/MA/MED POL, 2011a et 2011b). Il convient de remédier à l'absence d'ensembles de données synchronisés suffisants pour une évaluation de l'état. À cet égard, les critères d'évaluation ont par ailleurs montré la nécessité d'explorer les nouveaux critères à l'échelle sous-régionale pour déterminer les concentrations de base des produits chimiques qui apparaissent également naturellement, notamment le Pb dans les sédiments. Deux rapports récents (PNUE/PAM MED POL, 2016a et 2016b) ont examiné et proposé les Critères d'évaluation de base et les Critères d'évaluation environnementale (BAC et EAC) pour la Méditerranée. Ces rapports ont été préparés sur la base des rapports de 2011 (PNUE/PAM MED POL, 2011a et 2011b).

La période d'évaluation en cours couvrait des périodes différentes comprenant les données les plus récentes disponibles, bien que le nombre d'ensembles de données n'ait pas augmenté de manière significative l'évaluation éventuelle des tendances temporelles. À l'heure actuelle, les principales études sont réalisées pour la population côtière de bivalves marins (*Mytilus galloprovincialis* par exemple), de poissons (*Mullus barbatus*) et de sédiments.

Liste de références

UNEP/MAP/BP/RAC (2009). The State of the Environment and Development in the Mediterranean 2009. United Nations Environment Programme, Mediterranean Action Plan, Blue Plan Regional Activity Centre, Vallbone.

UNEP/MAP/MED POL (2011a). Hazardous substances in the Mediterranean: a spatial and temporal assessment. United Nations Environment Programme, Mediterranean Action Plan, Athens.

UNEP/MAP/MED POL (2011b). Analysis of trend monitoring activities and data for the MED POL Phase III and IV (1999-2010). United Nations Environment Programme, Mediterranean Action Plan, Athens.

UNEP/MAP (2012a). Initial integrated assessment of the Mediterranean Sea: Fulfilling step 3 of the ecosystem approach process. United Nations Environment Programme, Mediterranean Action Plan, Athens.

UNEP/MAP (2012b). State of the Mediterranean Marine and Coastal Environment. United Nations Environment Programme, Mediterranean Action Plan, Athens.

UNEP/MAP (2013). Decision IG.21/3 - Ecosystems Approach including adopting definitions of Good Environmental Status (GES) and Targets. COP 18, Istanbul, Turkey. United Nations Environment Programme, Mediterranean Action Plan, Athens.

UNEP/MAP (2015). Initial Analysis on existing measures under the Barcelona Convention relevant to achieving or maintaining good environmental status of the Mediterranean Sea, in line with the Ecosystem Approach. United Nations Environment Programme, Mediterranean Action Plan, Athens.

UNEP/MAP/MED POL (2016a). Background to Assessment Criteria for Hazardous Substances and Biological Markers in the Mediterranean Sea Basin and its Regional Scales. United Nations Environment Programme, Mediterranean Action Plan, Athens.

UNEP/MAP/MED POL (2016b). Temporal Trend and Levels Analysis for Chemical Contaminants from the MED POL Database. United Nations Environment Programme, Mediterranean Action Plan, Athens.

UNEP/MAP (2016). Decision IG.22/7 - Integrated Monitoring and Assessment Programme (IMAP) of the Mediterranean Sea and Coast and Related Assessment Criteria. COP19, Athens, Greece. United Nations Environment Programme, Mediterranean Action Plan, Athens.

Objectif écologique 9 (OE9) : Produits chimiques

EO9. Indicateur commun 18 : Niveau des effets de la pollution des principaux contaminants dans les cas où une relation de cause à effet a été établie

GÉNÉRAL

Rapporteur :

PNUE/PAM/MED POL

Échelle géographique de l'évaluation : Régionale, mer Méditerranée

Pays contributeurs :

Parties contractantes par travaux de recherche

Thème central de la Stratégie à moyen terme (SMT) 1-Pollution terrestre et marine

Objectif écologique

OE9. Les contaminants n'ont aucun impact significatif ni sur les écosystèmes côtiers et marins ni sur la santé de l'homme.

Indicateur commun de l'IMAP

IC18. Niveau des effets de la pollution des principaux contaminants dans les cas où une relation de cause à effet a été établie

Code de la fiche d'évaluation de l'indicateur EO9CI18

PRINCIPE DE BASE/MÉTHODES

Contexte (résumé)

Dans la plupart des pays méditerranéens, la surveillance du littoral pour un éventail de produits chimiques et de paramètres d'effets biologiques dans divers compartiments et organismes d'écosystèmes marins est entreprise en réaction à la Convention de Barcelone (1975) du PNUE/PAM et à son Protocole sur la pollution provenant des sources terrestres (Protocole « tellurique »). Une quantité considérable d'actions fondatrices des dernières décennies sont disponibles dans le cadre du volet surveillance et évaluation de la pollution du Programme MED POL du PNUE/PAM, y compris des programmes pilotes de surveillance tels que les effets écotoxicologiques des contaminants (PNUE/PAM MED POL, 1997a, 1997b, PNUE/RAMOGÉ, 1999). Lorsqu'ils sont exposés à des substances chimiques, certains effets nocifs peuvent être observés à différents niveaux d'un organisme marin. Ces effets qui dépendent du niveau d'exposition peuvent être classés en mortel, sublétaux et chronique. Ceux-ci nuisent à l'évolution normale et au cycle de vie des organismes marins. Les évaluations environnementales ont servi à l'identification et à la confirmation de l'apparition, des répartitions, des tendances, des niveaux importants de contaminants et de leurs effets, ainsi qu'à la mise au point continue de stratégies de surveillance. En ce qui concerne le processus de l'Approche écosystémique et le Programme intégré de surveillance et d'évaluation (IMAP) et les critères d'évaluation connexes, leur mise en œuvre se poursuivra en s'appuyant sur les avantages tirés des connaissances antérieures et sur le cadre politique établi en Méditerranée (PNUE/PAM, 2016 ; PNUE/PAM MED POL, 2016).

L'on peut parvenir à un Bon état écologique (BEE) pour l'Indicateur commun 18 (PNUE/PAM, 2013) lorsque les effets des contaminants (par exemple les biomarqueurs) sont en dessous des critères d'évaluation proposés (voir tableau 1).

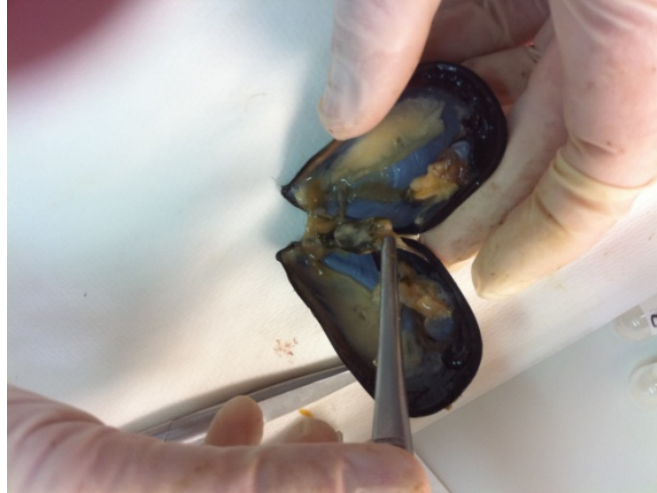


Figure 1 : Préparation d'une moule fraîche en vue d'une analyse des effets chimiques et biologiques par la dissection de divers organes, Musseldissectionforanalysis_CGuitart.jpg

Contexte (détaillé)

Les organismes marins sont exposés aux substances chimiques libérées dans le milieu marin et qui ont des effets néfastes sur les niveaux d'organisation subcellulaire et cellulaire d'un individu et, par conséquent, peuvent être liées au dysfonctionnement des populations et de l'écosystème dans son ensemble. Des Parties contractantes (Croatie, Espagne, France, Grèce et Italie) ont mis au point plusieurs programmes pilotes de surveillance dans le but de mettre en œuvre une surveillance des effets biologiques sur les réseaux nationaux actuels de stations d'échantillonnage pour le suivi chimique en Méditerranée au titre du MED POL (PNUE, 1997a). L'utilisation d'un certain nombre de biomarqueurs, de tests biologiques et de paramètres biologiques associés de manière intégrée, en même temps que des informations sur les produits chimiques environnementaux, doit fournir des renseignements plus clairs sur les effets de la pollution du milieu marin et, par conséquent, par la surveillance des effets biologiques, élucider la possibilité de dommages causés par la pollution chimique aux écosystèmes marins. Un certain nombre de tests toxicologiques ont fait l'objet de consensus et ont été recommandés par quelques Parties contractantes. Il s'agit de la Stabilité de la membrane lysosomale (LMS) comme méthode de sélection générale de l'état physiologique, de l'analyse de l'Acétylcholinestérase (AChE) comme méthode de contrôle des effets neurotoxiques dans les organismes aquatiques et du test de Micronoyaux (MN) comme outil d'évaluation des dommages cytogénétiques ou ADN dans les organismes marins (PNUE/RAMOGÉ, 1999).

De plus, la survie dans l'air (ou *Stress on Stress*, SoS) a également été incorporée comme méthode générale visant à déterminer la condition physiologique des moules. Au cours de la dernière décennie, la recherche scientifique s'est intensifiée en vue d'obtenir d'autres outils basés sur les effets biologiques pour la surveillance intégrée de la pollution, de sorte que l'évaluation intégrée a révélé un panorama plus complexe lorsque des échantillons réels sont exposés aux concentrations (environnementales) plus faibles (c'est-à-dire des effets sublétaux). Un certain nombre de facteurs de confusion (p. ex. état nutritif, température, etc.) pourraient entraver la rentabilité et l'utilisation fiable de ces méthodes pour déterminer les effets biologiques des contaminants aux niveaux physiologique, cellulaire et subcellulaire (González-Fernández et al., 2015a et 2015b, CIEM, 2012). En conséquence, la plupart de ces méthodes (biomarqueurs notamment), basées sur les prémisses de la relation de cause à effet de l'exposition chimique, sont envisagées pour trouver des applications pour surveiller les concentrations élevées en contaminants (stations de points chauds), les évaluations des matériaux de dragage et les évaluations des dommages locaux après des événements de pollution aiguë plutôt que pour la surveillance environnementale sur le long terme (contrôle de surveillance). La recherche en cours (biomarqueurs, essais biologiques) et les tendances futures de la recherche, telles que les

développements « omiques », définiront mieux les outils d'évaluation pour cet indicateur commun 18 et ses méthodologies récemment examinées par l'Union européenne (UE, 2014).

Méthodes d'évaluation

L'évaluation actuelle a été réalisée principalement sur la base de l'état actuel des études bibliographiques et des documents scientifiques publiés dans la région de la Méditerranée, car les ensembles de données sur les effets biologiques à travers la base de données du MED POL ne sont pas encore totalement disponibles à l'échelle régionale.

L'évaluation complète de l'Indicateur commun 18 sera basée sur l'évaluation intégrée des biomarqueurs sélectionnés pour leur surveillance dans la Méditerranée, notamment l'activité de l'Acétylcholinestérase (AChE), la Stabilité de la membrane lysosomale (LMS) et les fréquences des Micronoyaux (MN) en première instance. De plus, l'enzyme 7-éthoxyresorufin-o-deethylase (EROD) et les Métallothionéines (MT) ont également été indiquées respectivement pour les échantillons de poissons et de moules. Pour les paramètres antérieurs, les critères environnementaux ont été élaborés en fonction des Critères d'évaluation de base (BAC) et des Critères d'évaluation environnementale (EAC) (voir tableau 1) puis révisés (PNUE/PAM/MED POL, 2016). De plus, des biomarqueurs complémentaires, des essais biologiques et des techniques d'histologie et autres méthodes sont également recommandés à l'échelle nationale (par exemple, le test des comètes, l'évaluation des pathologies hépatiques, etc.) pour contribuer à l'évaluation de l'IC18. L'évaluation des réponses aux biomarqueurs par rapport aux Critères d'évaluation de base (BAC) et aux Critères d'évaluation environnementale (EAC) permettra de déterminer si les réponses mesurées correspondent à des niveaux qui ne causent pas d'effets biologiques néfastes (<BAC), à des niveaux auxquels des effets biologiques néfastes sont possibles (>BAC) ou à des niveaux auxquels des effets biologiques néfastes sont susceptibles de se produire (>EAC) sur le long terme (PNUE/PAM MED POL, 2016, PNUE/PAM, 2016).

Les critères d'évaluation (voir ci-dessous) ont été adoptés par la CdP 19 en février 2016 pour la Méditerranée (PNUE/PAM, 2016) et de nouveaux critères d'évaluation ont été proposés sur la base des ensembles de données des stations de référence méditerranéennes (PNUE/PAM/MED POL, 2016). Les résultats initiaux concernant des stations de référence utilisées pour déterminer les niveaux de base avec les ensembles de données obtenus de réseaux de surveillance du MED POL pour cet indicateur commun 18 sont présentés dans la section Résultats.

Tableau 1 : Critères d'évaluation environnementale pour les évaluations des effets biologiques dans le cadre de l'IMAP (PNUE/PAM, 2016)

Biomarqueurs	Niveaux de BAC dans les moules (<i>Mytilus galloprovincialis</i>) (mg/kg d.w.)	Niveaux de EAC dans les moules (<i>Mytilus galloprovincialis</i>) (mg/kg d.w.)
Stress on stress (jours)	10	5
Stabilité de la membrane lysosomale Rétention du rouge neutre (en minutes)	120	50
Stabilité de la membrane lysosomale Méthode cytochimique (minutes)	20	10
Activité AChE (nmol/min mg de protéine) dans les branchies (eaux françaises de la mer Méditerranée)	29	20

Activité AChE (nmol/min mg de protéine) dans les branchies (eaux espagnoles de la mer Méditerranée)	15	10
Fréquence des micronoyaux (0//00) dans les hémocytes	3,9	-

RÉSULTATS

Résultats et état, y compris les tendances (résumé)

En Méditerranée, les effets biologiques ont récemment été étendus à des études sur les moules exposées à des effluents d'émissaires et à des mélanges complexes de polluants utilisant une batterie de biomarqueurs (de los Ríos et al., 2012), des poissons pélagiques (Fossi et al., 2002 ; Tomasello et al., 2012) et combinant des moules sauvages et des moules d'élevage (Marigómez et al., 2013), ainsi que dans les épisodes accidentels de pollution aiguë tels que les déversements d'hydrocarbures (Marigómez et al., 2013b, Capó et al., 2015). En Méditerranée orientale, les niveaux de LMS (méthode de rétention du rouge neutre, NRR) et d'AChE ont été évalués dans les moules *Mytilus galloprovincialis* collectées dans les golfes de Thermaikos et de Strymonikos dans le nord de la Grèce (Dailanis et al., 2003) et plus récemment incluant un certain nombre d'espèces marines de la Méditerranée orientale et de la mer Noire (Tsangaris et al., 2016). Dans la mer Adriatique, l'utilisation de biomarqueurs a trouvé des applications dans la surveillance de l'impact anthropique dû à l'exploitation de champs de gaz (Gomiero et al. 2015) et des études sur la stabilité génétique causée par la pollution ont également fait l'objet de recherches dans des laboratoires croates (Stambuk et al. 2013). En Méditerranée méridionale, des essais ont été réalisés sur l'utilisation intégrée de biomarqueurs et la mise au point d'index de biomarqueurs pour étudier les variations spatiales et temporelles dans des zones ayant différents niveaux de pollution en Algérie (Benali et al., 2015) et dans la lagune de Bizerte en Tunisie (Ben Ameur et al., 2015 ; Louiz et al., 2016). Dans le nord-ouest de la Méditerranée, des recherches sur les poissons benthiques associés à la plate-forme continentale (*Solea solea* et *Mullus barbatus*) ont été réalisées pour les biomarqueurs hépatiques et branchiaux, et des études d'une batterie de réponses aux biomarqueurs pour les effets biologiques afin de comprendre les espèces sentinelles dans le cadre de la surveillance de la pollution (Siscar, et al., 2015, Martinez-Gómez et al., 2012). Des espèces de grande valeur commerciale, telles que le thon (*Thunnus thynnus*), ont également été étudiées en Méditerranée (Maisano et al. 2016). Dans l'environnement côtier, les cours d'eau qui traversent la région méditerranéenne, comme le Fleuve Llobregat (Espagne), ont également été utilisés comme sites d'étude des effets biologiques chez les communautés d'invertébrés (Prat, et al. 2013 ; de Castro-Català, 2015). Récemment, dans le cadre de nouvelles tendances méthodologiques, de telles réactions et différences métabolomiques dans les profils de métabolites ont été observées chez les palourdes (*Ruditapes decussatus*) entre les sites de contrôle et les sites pollués dans la lagune Mar Menor en Méditerranée occidentale (Campillo, et al. 2015). Ces outils basés sur les effets biologiques ont également été testés pour déterminer les effets directs des produits pharmaceutiques dans des expériences en laboratoire sur la Méditerranée (Mezzelani, et al. 2016).

Résultats et état, y compris les tendances (détaillé)

Les figures 1 à 3 montrent les résultats de l'évaluation de biomarqueurs pour les ensembles de données des stations de référence du MED POL provenant du document de révision proposé (PNUE/PAM/MED POL, 2016) en Méditerranée montrant des différences à l'échelle sous-régionale et par rapport aux critères d'évaluation actuels de l'IMAP.

Dans le détail, il convient de noter sur la figure 1 que les résultats issus de LMS-NRR (valeur médiane) pour les stations de référence en Méditerranée sont en dessous des valeurs acceptables standard (<BAC et <EAC) fixées par OSPAR (CIEM, 2012) afin d'évaluer les spécimens de biote en

bonne santé pour ce biomarqueur. Par conséquent, ces écarts qui sont des ensembles de données pour des stations de référence peuvent refléter l'influence des facteurs de confusion dans l'environnement par rapport aux réponses générales au biomarqueur de stress (p. ex. état nutritif, hypoxie, état de frai, température, etc.) et donc entraver les corrélations avec l'exposition à des substances chimiques dangereuses, comme l'ont récemment évoqué certains documents (Minguez et al. 2012 ; Cuevas et al., 2015 ; González-Fernández et al., 2015a, 2015b). En tout état de cause, l'élaboration ultérieure des BC et des BAC en Méditerranée dans les moules méditerranéennes avec le nombre d'ensembles de données fournis n'est pas concluante dans le programme de surveillance des effets biologiques du MED POL. Sur la figure 2, la sous-région de la mer Adriatique montre une inhibition de l'ACHé à mi-chemin des niveaux inacceptables d'effets biologiques (c.-à-d. <BAC et >EAC) pour les stations de référence, ce qui devrait faire l'objet d'études plus poussées, et contraste avec le niveau médian déterminé dans la sous-région de la Méditerranée occidentale, devenant ainsi deux zones de référence respectivement de Croatie et d'Espagne. La figure 3 montre que les médianes des sous-régions pour les stations de référence sont en toute sécurité en dessous des BAC méditerranéens calculés pour les métallothionéines, malgré les BC sous-régionales au-dessus des BAC méditerranéens calculés (mer Adriatique moyenne). Plus d'informations et de détails sont disponibles dans le rapport PNUE/PAM/MED POL (2016).

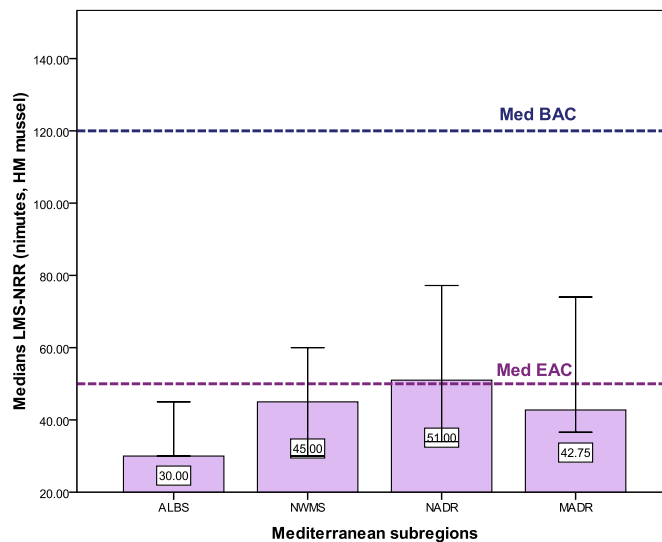
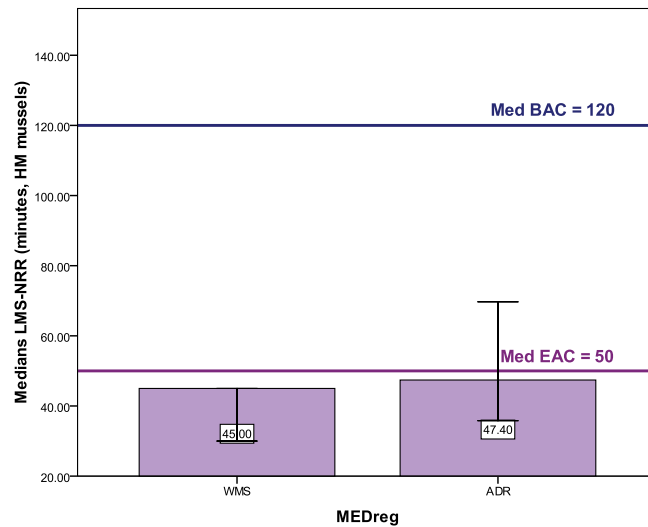


Figure 1. Médianes (BC) LMS-NRR (Rétention du rouge neutre) dans les moules par éco-régions et par sous-régions pour des stations de référence sélectionnées en Méditerranée. La barre d'erreur est un intervalle de confiance de 95 % en moyenne.

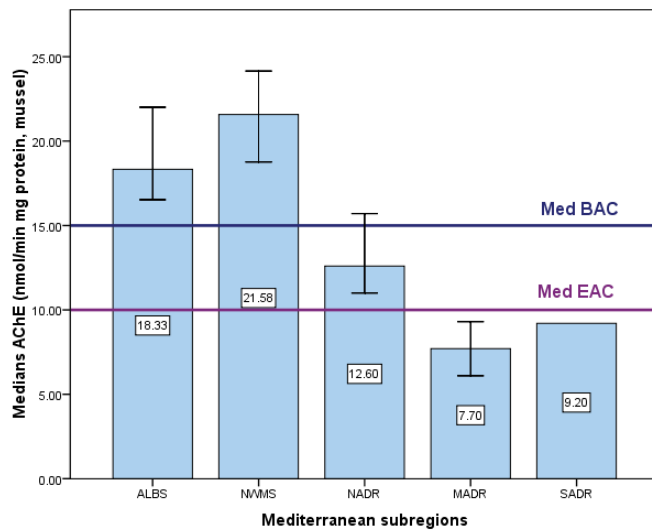
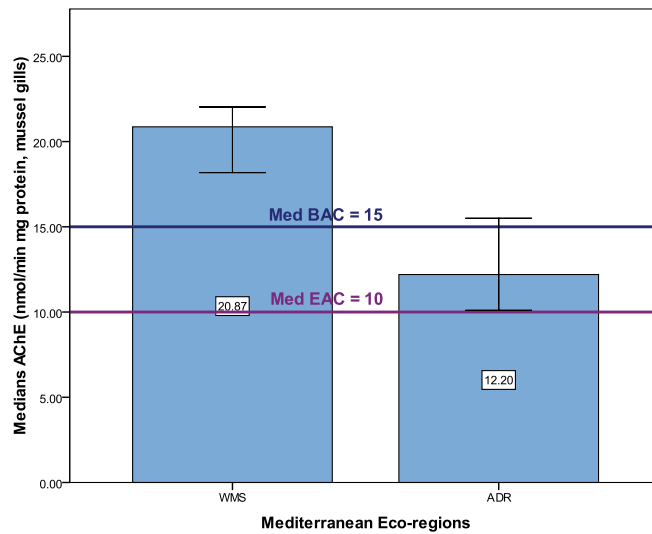


Figure 2. Médianes (BC) Méthylthionéines dans des glandes digestives de moules par éco-région et par sous-régions pour des stations de référence sélectionnées en Méditerranée. La barre d'erreur est un intervalle de confiance de 95 % en moyenne.

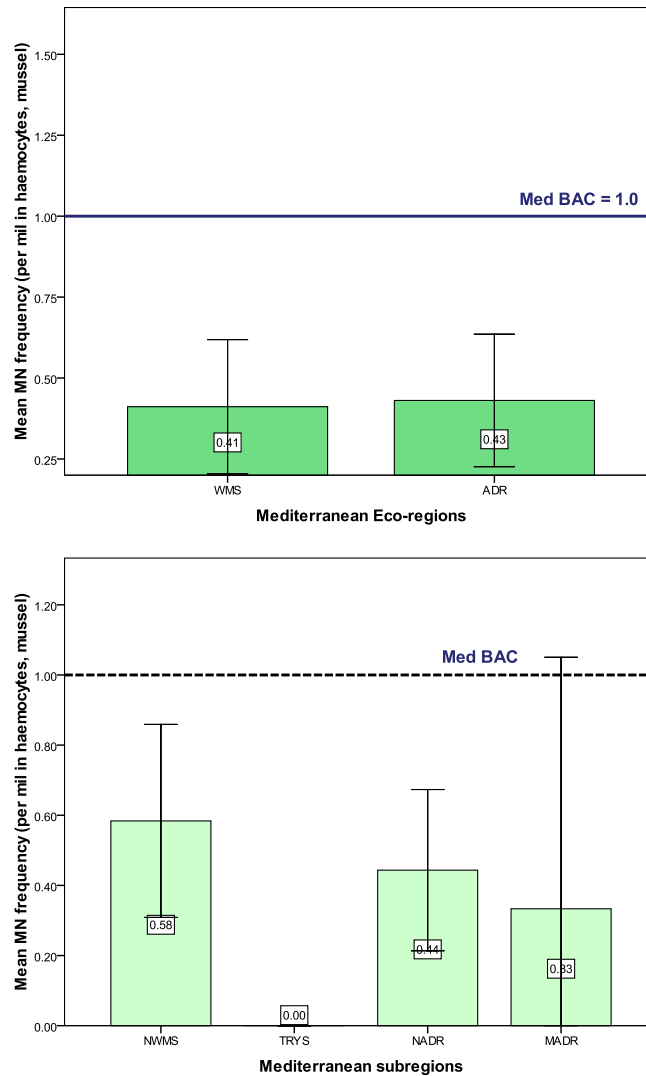


Figure 3. Médianes de fréquence Métallothionéine (BC) dans des glandes digestives de moules par éco-région et par sous-régions pour des stations de référence sélectionnées en Méditerranée La barre d'erreur est un intervalle de confiance de 95 % en moyenne.

CONCLUSIONS

Conclusions (synthèse)

Les évolutions de la recherche en cours et la controverse concernant les effets biologiques et les méthodes toxicologiques (possibles facteurs de confusion) sont l'une des principales raisons de la lenteur de la mise en œuvre de ces techniques dans les programmes de surveillance de la pollution marine en Méditerranée, bien que comme mentionné, certaines soient proposées. À l'heure actuelle, dans de nombreux pays méditerranéens, divers programmes de recherche et projets menés par des universités, des centres de recherche et des organismes gouvernementaux sont en cours et seront les pourvoyeurs des futures mesures et des futurs outils de qualité garantie et fiables qui assurent la mise en place convenable d'un programme sur les effets biologiques pour évaluer l'Indicateur commun 18 en Méditerranée.

Conclusions (détaillées)

En évaluant les effets biologiques, de manière similaire aux concentrations de contaminants, le CIEM/OSPAR a proposé deux ou trois catégories dans le cadre de l'évaluation des ensembles de données du MED POL sur la Méditerranée. L'évaluation des réponses aux biomarqueurs par rapport aux BAC et aux EAC permet de déterminer si les réponses mesurées correspondent à des niveaux qui n'entraînent pas d'effets biologiques néfastes, à des niveaux auxquels des effets biologiques néfastes sont possibles ou à des niveaux auxquels les effets biologiques sont susceptibles de se produire sur le long terme. Dans le cas des biomarqueurs d'exposition, seuls les BAC peuvent être estimés, alors que pour les biomarqueurs d'effets, les BAC et les EAC peuvent être établis. Cependant, contrairement aux concentrations de contaminants dans les matrices environnementales, les réponses biologiques ne peuvent être évaluées par rapport aux valeurs approximatives sans tenir compte de facteurs tels que les espèces, le sexe, l'état de maturation, la saison et la température. Au cours des années à venir, les groupes d'experts devraient s'atteler à préparer un manuel adapté établissant les BAC et, si possible, à formuler des EAC pour certains biomarqueurs dans des espèces méditerranéennes.

Messages clés

- Les outils de surveillance des effets biologiques sont encore dans une phase de recherche pour les biomarqueurs techniques (c'est-à-dire évaluation de l'incertitude de la méthode et évaluation des facteurs de confusion) qui limite la mise en œuvre de ces outils dans les réseaux de surveillance maritime à long terme.
- La Stabilité de la membrane lysosomale (LMS) comme méthode de sélection général de l'état, de l'analyse de l'Acétylcholinestérase (AChE) comme méthode d'évaluation des effets neurotoxiques et le test de Micronoyaux (MN) comme outil d'évaluation des dommages cytogénétiques/ADN dans les organismes marins ont été choisis comme principaux biomarqueurs.

Lacunes en matière de connaissances

Des domaines importants d'élaboration en Méditerranée au cours des prochaines années doivent inclure les éléments suivants : la confirmation de la valeur ajoutée de ces batteries de biomarqueurs dans la surveillance maritime sur le long terme, comme système « d'alerte précoce », l'essai de nouveaux outils prouvés par la recherche tels que les « omiques », l'harmonisation analytique de la qualité, l'élaboration de suites de critères d'évaluation pour les méthodes intégrées d'évaluation chimique et biologique, ainsi que l'examen de la portée des programmes de surveillance des effets biologiques. Grâce à ces actions et à d'autres, il sera possible de mettre au point des programmes de surveillance ciblés et efficaces conçus pour répondre aux besoins et aux conditions dans le cadre des évaluations du BEE.

Liste de références

UNEP/MAP/MED POL (2016). Background to Assessment Criteria for Hazardous Substances and Biological Markers in the Mediterranean Sea Basin and its Regional Scales. United Nations Environment Programme, Mediterranean Action Plan, Athens.

UNEP/MAP (2016). Decision IG.22/7 - Integrated Monitoring and Assessment Programme (IMAP) of the Mediterranean Sea and Coast and Related Assessment Criteria. COP19, Athens, Greece. United Nations Environment Programme, Mediterranean Action Plan, Athens.

UNEP/MAP (2013). Decision IG.21/3 - Ecosystems Approach including adopting definitions of Good Environmental Status (GES) and Targets. COP 18, Istanbul, Turkey. United Nations Environment Programme, Mediterranean Action Plan, Athens.

EU, European Commission, 2014. Technical report on effect-based monitoring tools. Technical Report 2014 – 077. European Commission, 2014.

- UNEP/RAMOGGE, 1999. Manual on the Biomarkers Recommended for the UNEP/MAP MED POL Biomonitoring Programme. UNEP, Athens, 1999.
- ICES Cooperative Research Report. No.315. Integrated marine environmental monitoring of chemicals and their effects. I.M. Davies and D. Vethaak Eds., November, 2012
- UNEP (1997a) Report of the Meeting of Experts to Review the MED POL Biomonitoring Programme. UNEP(OCA)/MED WG.132/7, Athens, 19 p.
- UNEP (1997b) The MED POL Biomonitoring Programme Concerning the Effects of Pollutants on Marine Organisms Along the Mediterranean Coasts. UNEP(OCA)/MED WG.132/3, Athens, 15 p.
- Cuevas, N., Zorita, I., Costa, P., Franco, J., Larreta, J., 2015. Development of histopathological indices in the digestive gland and gonad of mussels: integration with contamination levels and effects of confounding factors. *Aquatic Toxicology*, 162, 152-64.
- Dailanis, S., Domouhtsidou, G.P., et al. 2003 Evaluation of neutral red retention assay, micronucleus test, acetylcholinesterase activity and a signal transduction molecule (cAMP) in tissues of *Mytilus galloprovincialis* (L.), in pollution monitoring. *Mar. Env. Res.* 56, 443-470.
- de los Ríos, A., Juanes, J.J., et al., 2012. Assessment of the effects of a marine urban outfall discharge on caged mussels using chemical and biomarker analysis. *Mar. Poll. Bull.*, 64, 563-573.
- González-Fernández, C., Albentosa, M., Campillo, J.A., Viñas, L., Fumega, J., Franco, A., Besada, A., González-Quijano, A., Bellas, J., 2015a. Influence of mussel biological variability on pollution biomarkers. *Environmental Research*, 137, 14-31
- González-Fernández, C., Albentosa, M., Campillo, J.A., Viñas, L., Romero, D., Franco, A., Bellas, J., 2015b. Effect of nutritive status on *Mytilus galloprovincialis* pollution biomarkers: Implications for large-scale monitoring programs. *Aquatic Toxicology*, 167, 90-105.
- Tomasello, B, Copat, C., et al., 2012. Biochemical and bioaccumulation approaches for investigating marine pollution using Mediterranean rainbow wrasse, *Coris julis* (Linnaeus 1798)
- Marigómez, I., Zorita, I., et al., 2013b. Combined use of native and caged mussels to assess biological effects of pollution through the integrative biomarker approach. *Aquatic Toxicol.* 136-137, 32-48.
- Marigómez, I., Garmendia, L., et al., 2013a. Marine ecosystem health status assessment through integrative biomarker indices: a comparative study after the Prestige oil spill "Mussel Watch". *Ecotoxicology*, 22, 486-505.
- Mínguez, L., Buronfosse, T., Beisel, J.N., Giambérini, L., 2012. Parasitism can be a confounding factor in assessing the response of zebra mussels to water contamination. *Environmental Pollution*, 162, 234-40
- Benali, I., Boutiba, Z., et al., 2015. Integrated use of biomarkers and condition indices in mussels (*Mytilus galloprovincialis*) for monitoring pollution and development of biomarker index to assess the potential toxic of coastal sites. *Mar. Poll. Bull.*, 95, 385-394.
- Siscar, R, Varó, I, Solé, M., 2015. Hepatic and branchial xenobiotic biomarker responses in *Solea* spp. from several NW Mediterranean fishing grounds. *Mar. Env. Res.*, 112, 35-43.

Capó, X., Tejada, S., 2015. Oxidative status assessment of the endemic bivalve *Pinna nobilis* affected by the oil spill from the sinking of the Don Pedro. *Mar. Env. Res.*, 110, 19-24.

Campillo, J.A., Sevilla, A., et al., 2015. Metabolomic responses in caged clams, *Ruditapes decussatus*, exposed to agricultural and urban inputs in a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, SE Spain). *Sci. Tot. Environ.*, 524-525, 136-147.

Ben Ameer, W., El Megdiche, Y., et al., 2015. Oxidative stress, genotoxicity and histopathology biomarker responses in *Mugil cephalus* and *Dicentrarchus labrax* gill exposed to persistent pollutants. A field study in the Bizerte Lagoon: Tunisia. *Chemosphere*, 135, 67-74.

Tsangaris, C., Vanessa, M., et al., 2016. Biochemical biomarker responses to pollution in selected sentinel organisms across the Eastern Mediterranean and the Black Sea. *Environ. Sci. Poll. Res.*, 23, 1789-1804.

Maisano, M., Cappello, T., et al., 2016. PCB and OCP accumulation and evidence of hepatic alteration in the Atlantic bluefin tuna, *T. thynnus*, from the Mediterranean Sea. *Mar. Env. Res.*, 121, 40-48.

Mezzelani, M., Gorbi, S., et al., 2016. Ecotoxicological potential of non-steroidal anti-inflammatory drugs (NSAIDs) in marine organisms: Bioavailability, biomarkers and natural occurrence in *Mytilus galloprovincialis*. *Mar. Env. Res.*, 121, 31-39.

De Castro-Català, N., Muñoz, I., et al., 2015. Invertebrate community responses to emerging water pollutants in Iberian river basins. *Sci. Tot. Environ.* 503-504, 142-150.

Louiz, I., Ben Hassine, O.K., et al., 2016. Spatial and temporal variation of biochemical biomarkers in *Gobius niger* (Gobiidae) from a southern Mediterranean lagoon (Bizerta lagoon, Tunisia): Influence of biotic and abiotic factors. *Mar. Poll. Bull.*, 107, 305-314.

Prat, N., Rieradevall, M., et al., 2013. The combined use of metrics of biological quality and biomarkers to detect the effects of reclaimed water on macroinvertebrate assemblages in the lower part of a polluted Mediterranean river (Llobregat River, NE Spain). *Ecol. Ind.*, 24, 167-176.

Fossi, M.C., Casini, S., et al. 2002. Biomarkers for endocrine disruptors in three species of Mediterranean large pelagic fish. *Mar. Env. Res.* 54, 667-671.

Stambuk, A., Srut., M., 2013. Gene flow vs. pollution pressure: Genetic diversity of *Mytilus galloprovincialis* in eastern Adriatic. *Aquatic Toxicol.* 136-137, 22-31.

Objectif écologique 9 (OE9) : Pollution

EO9. Indicateur commun 19 : Occurrence, origine (si possible) et étendue des événements critiques de pollution aiguë (p. ex. déversements accidentels d'hydrocarbures, de dérivés pétroliers et de substances dangereuses) et leur incidence sur les biotes touchés par cette pollution

GÉNÉRAL

Rapporteur :

REMPEC

Échelle géographique de l'évaluation : Régionale, mer Méditerranée

Pays contributeurs :

Évaluation de la Méditerranée sur la base des enquêtes, des recherches et des publications régionales existantes

Thème central de la Stratégie à moyen terme (SMT) 1-Pollution terrestre et marine

Objectif écologique

OE9 – Pollution : Les contaminants n'ont aucun impact significatif ni sur les écosystèmes côtiers et marins ni sur la santé de l'homme.

Indicateur commun de l'IMAP

Indicateur commun 19 : Occurrence, origine (si possible) et étendue des événements critiques de pollution aiguë (p. ex. déversements accidentels d'hydrocarbures, de dérivés pétroliers et de substances dangereuses) et leur incidence sur les biotes touchés par cette pollution (OE9).

Code de la fiche d'évaluation de l'indicateur EO9CI19

PRINCIPE DE BASE/MÉTHODES

Contexte (résumé)

La pollution depuis des navires a été l'une des premières questions abordées par les États côtiers de la Méditerranée lorsqu'ils ont décidé en 1975 d'agir de concert pour protéger la zone de la mer Méditerranée. Le déversement accidentel de pétrole de Torrey Canyon en 1967, qui a entraîné une pollution massive par des hydrocarbures, a sensibilisé le public à la pollution due aux activités de transport maritime. Des inquiétudes ont été exprimées au sujet des éventuels produits pétroliers et autres substances nocives qui peuvent être éliminés en mer Méditerranée, une zone marine semi-fermée. Ces inquiétudes ont conduit à la création du premier Centre d'activités régionales (ROCC – Centre régional méditerranéen de lutte contre la pollution par les hydrocarbures, aujourd'hui appelé REMPEC – Centre régional méditerranéen de lutte contre la pollution par les hydrocarbures) du Plan d'action pour la Méditerranée (PAM) et à l'adoption, en vertu de la Convention pour la protection du milieu marin et du littoral de la Méditerranée (« Convention de Barcelone »), du Protocole relatif à la coopération en matière de lutte contre la pollution de la mer Méditerranée par les hydrocarbures et autres substances nuisibles en cas de situation critique (Protocole « Prévention et situations critiques » de 1976). Ce Protocole a été révisé en 2002 pour inclure la prévention de la pollution par les navires en situations d'urgence et est aujourd'hui appelé Protocole relatif à la coopération en matière de prévention de la pollution par les navires et, en cas de situation critique, de lutte contre la pollution de

la mer Méditerranée (Protocole « Prévention et situations critiques »). Le Protocole traite des incidents de pollution, qui comprennent non seulement la pollution accidentelle mais également les rejets illicites. La pollution par des hydrocarbures et autres substances dangereuses a également été abordée à l'échelle internationale à travers de nombreuses conventions adoptées sous l'égide de l'Organisation maritime internationale (OMI), dont certaines prévoient un régime plus strict en Méditerranée. Bien que l'action à l'échelle régionale et à l'échelle internationale ait entraîné une diminution significative des pollutions massives par des hydrocarbures depuis des navires, les incidents et les rejets illégaux sont toujours responsables de l'élimination de pétrole, de mélanges huileux et d'autres substances nocives et potentiellement dangereuses (SNPD) en mer. C'est pour ces raisons que les Parties contractantes à la Convention de Barcelone incluaient un Indicateur commun (CI19) libellé « *Occurrence, origine (si possible), ampleur des épisodes de pollution aiguë (par ex. marées noires, déversement d'hydrocarbures et de substances dangereuses), et leur impact sur le biote affecté par cette pollution* » dans le cadre de l'Objectif écologique 9.

Contexte (détaillé)

L'intensification des activités de transport et des activités maritimes représente un moteur important de la pression anthropique sur le milieu marin méditerranéen. La pression des transports maritimes comprend la pollution chimique potentielle par des hydrocarbures et des SNPD, l'immersion de déchets en mer; le rejet d'eaux usées, l'engrassissement biologique et l'introduction d'espèces non indigènes. Comme cela a été documenté dans un grand nombre de recherches scientifiques, la pollution chimique par des hydrocarbures et d'autres substances nocives a des impacts sur l'eau, sur les fonds marins, ainsi que sur la faune et la flore. La probabilité de risque d'un accident en mer Méditerranée repose sur deux facteurs : la densité du trafic ainsi que les routes des pétroliers transportant des hydrocarbures ou des produits chimiques. En outre, les rejets illicites d'hydrocarbures par des navires restent préoccupants.

Risques d'accidents:

La Méditerranée est une voie majeure pour le transport maritime. On estime qu'environ 80 % du commerce mondial par volume et plus de 70 % du commerce mondial par valeur sont transportés par la mer (CNUCED, 2015), avec environ 15% de l'activité maritime mondiale par nombre total de navires et 10% des tonnes de port en lourd (tpl) (REMPEC, 2008) se déroulant en Méditerranée. Cette zone est une importante voie de transit pour le transport maritime, avec deux détroits étroits les plus actifs au monde : Le détroit de Gibraltar et le détroit du Bosphore. La Méditerranée est une importante voie de transit. En 2006, environ 10 000 navires, principalement de grandes tailles, ont transité par cette zone en partance ou en provenance de ports non méditerranéens. En plus d'être une importante route de transit pour le transport international, la mer Méditerranée est également une zone de trafic intense en raison de la circulation sur la Méditerranée (mouvement entre un port méditerranéen et un port hors de la Méditerranée) et des activités de transport maritime sur courte distance. On estime qu'environ 18 % du trafic maritime en Méditerranée a lieu entre deux ports méditerranéens (REMPEC, 2008). La figure 1 est une représentation du trafic maritime en Méditerranée.

Bien que plusieurs facteurs contribuent aux sinistres maritimes, la corrélation entre la densité du trafic et les accidents entraînant une pollution est confirmée par le fait que les « collisions » représentent la première cause d'accidents (26 %) causant un déversement d'hydrocarbures tel qu'indiqué par l'ITOPF(International Tankers Oil Pollution Federation) entre 1970 et 2016. En Méditerranée, la catégorie « collision/contact » représente 17 % des accidents signalés au REMPEC, après l'« échouage » (21 %). Les autres types d'accidents sont les suivants : « Incendie/explosion » 14 %, « défaillance de transfert de fret » : 11 %, « Naufrage » 9 %, et « Autres accidents » : 28 % Plusieurs études, basées sur le trafic quotidien par le détroit d'Istanbul et celui de Bosphore, ont identifié la zone est de la Méditerranée orientale/Mer Noire comme l'une des zones les plus exposées au risque d'accidents liés au transport maritime.

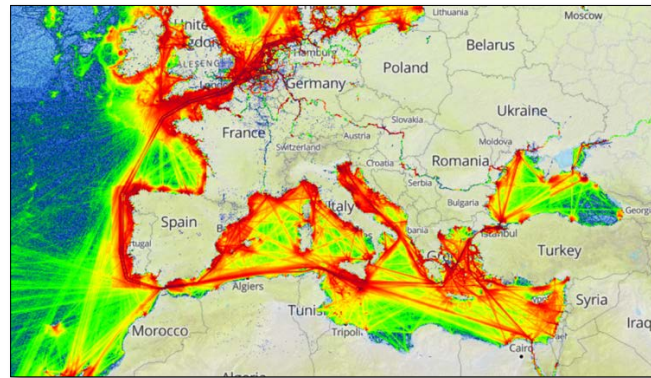


Figure 1 : Densité du trafic maritime en Méditerranée (source : marinetrtraffic.com).

La Méditerranée est une voie importante pour l'activité de transport des pétroliers. La mer Méditerranée est également une route majeure pour les pétroliers. L'étude REMPEC mentionnée ci-dessus montre que « La Méditerranée est un centre de chargement et de déchargement majeur pour le pétrole brut. En 2006, environ 18 % (soit 421 millions de tonnes) des expéditions globales par la mer de pétrole brut (2,3 milliards de tonnes) ont eu lieu en, ou ont transité par la Mer Méditerranée. ». Les figures suivantes (Figure 2, Figure 3 et Figure 4) montrent les zones d'exportation d'hydrocarbures et les destinations outre-mer à travers la Méditerranée.



Figure 2 : Origines et destinations d'exportation d'hydrocarbures (Afrique du Nord) (source : Site Internet de Tankers International).



Figure 3 : Origines et destinations d'exportation d'hydrocarbures (Moyen-Orient) (source : Site Internet de Tankers International).



Figure 4 : Origines et destinations d'exportation d'hydrocarbures (mer Noire) (source : Site Internet de Tankers International).

Les figures 3 et 4 ci-dessus soulignent le fait que la zone de la Méditerranée orientale est une zone à risque : en plus d'être une zone où le trafic est dense, elle est également un point chaud en raison des routes de pétroliers en provenance de la mer Noire et du Moyen-Orient.

Rejets délibérés en mer

Il a été démontré, à l'aide d'images satellites et d'autres outils d'observation, que les cas de pollution délibérée par les hydrocarbures sont élevés le long des voies de circulation. En Méditerranée, il est prouvé que la répartition des déversements d'hydrocarbures est en corrélation avec les principaux axes d'expédition, le long du grand axe ouest-est reliant le détroit de Gibraltar à travers le canal de Sicile et la mer Ionienne à différentes branches de distribution de la Méditerranée orientale, et le long des routes en direction des principaux ports de déchargement sur la rive nord de la mer Adriatique, à l'est de la Corse, en Mer de Ligurie et dans le Golfe du Lion (PNUE/PAM, 2012).

Méthodes d'évaluation

Évaluation des accidents:

Dans la région méditerranéenne, dans le cadre du Protocole « Prévention et situations critiques » de 2002, l'évaluation des occurrences, des origines et de l'ampleur de la pollution par des hydrocarbures ou des substances nocives et potentiellement dangereuses (SNPD) depuis des navires est effectuée sur la base des rapports de pollution (POLREP) envoyés par les Parties contractantes à la Convention de Barcelone, au REMPEC et par d'autres États affectés pour signaler un cas de pollution ou un événement qui pourrait entraîner une pollution. Ces rapports fournissent des détails sur les incidents, notamment l'emplacement; l'ampleur de la pollution; les caractéristiques de la pollution, les sources et la cause de la pollution, la trajectoire de la pollution, les prévisions et les impacts probables, ainsi que l'état de la mer et les informations météorologiques.

Les rapports envoyés au REMPEC sont également utilisés pour alimenter la base de données des alertes et accidents en Méditerranée (Base de données des alertes et accidents en Méditerranée) gérée par le Centre. Les consignations des déversements d'hydrocarbures et des accidents susceptibles de provoquer des déversements d'hydrocarbures en Méditerranée ont commencé en 1977, alors que des accidents impliquant d'autres SNPD sont signalés depuis 1988. Lloyd's Casualty Reporting Services (LCRS) constitue une autre source principale d'informations utilisée pour remplir la Base de données des alertes et accidents.

Les accidents consignés dans cette base de données sont ceux qui ont causé ou auraient pu causer une pollution par des hydrocarbures ou autres SNPD dans la région de la Méditerranée. Les accidents concernés sont suivants :

- Les accidents survenus en Méditerranée tels que définis dans la Convention de Barcelone ;
- Les accidents impliquant tout type de navire, qui ont effectivement entraîné un déversement d'hydrocarbures, un déversement ou une élimination d'une SNPD, ou une perte d'un conteneur contenant des SNPD ou un dommage causé à ce conteneur ;
- Les accidents sur terre (terminaux, réservoirs de stockage, pipelines, industries, centrales électriques, etc.) qui ont entraîné l'entrée en mer d'hydrocarbures ou de SNPD ;
- Les accidents impliquant un ou plusieurs pétroliers (chargés ou non) transportant des hydrocarbures ou des produits chimiques ;
- Des collisions, des échouages ou d'autres accidents causant des dommages sérieux aux navires concernés, en particulier si ceux-ci transportaient ou auraient pu transporter des quantités importantes d'essence en vrac ;
- Les accidents impliquant le naufrage de navires qui transportaient toute quantité d'hydrocarbures en vrac ; et
- Les accidents impliquant le naufrage de navires qui avaient comme cargaison des SNPD (en vrac ou sous forme emballée).

Évaluation des rejets illicites:

La surveillance des rejets illicites est menée pour détecter les violations des exigences de la Convention internationale pour la prévention de la pollution par les navires (MARPOL) et recueillir des preuves pour la poursuite des navires contrevenant. Le POLREP peut également être utilisé par une Partie contractante à la Convention de Barcelone pour signaler un rejet délibéré au REMPEC.

Méthodes : Les méthodes suivantes servent à détecter une pollution et à évaluer son origine et son ampleur :

- Hydrocarbures :
 - Observation visuelle par des experts ;
 - Observation aérienne (observation visuelle et/ou matériel de télédétection),
 - Analyse d'imagerie par satellite pour évaluer l'ampleur et le sort d'une marée noire ; et
 - Échantillonnage et analyse en vue de déterminer la nature de la substance en mer, sur la rive et à bord des navires. L'Accord pour la coopération en matière de lutte contre la pollution de la mer du Nord par les hydrocarbures et autres substances dangereuses de 1983 (Accord de Bonn) mis au point une procédure reconnue à l'échelle internationale pour l'échantillonnage en mer, ainsi que pour l'analyse et l'interprétation des résultats.

On peut identifier les éléments suivants :

- Volume d'hydrocarbures : des conseils reconnus à l'échelle internationale sont utilisés en fonction du type d'hydrocarbure et de son apparence pour en évaluer l'épaisseur (mm) et le volume (m³/km²) en mer (Code d'apparence du produit de l'Accord de Bonn (BAOAC)),
- Emplacement et couverture de la marée noire (latitude et longitude – coordonnées GPS),
- Caractéristiques des hydrocarbures (persistants ou non persistants/viscosité),
- Origine de la marée noire (si visibles, nom du navire et numéro IMO, numéro d'identification des installations offshore). L'extraction des hydrocarbures à l'aide de méthodes de modélisation de la trajectoire permet d'identifier le navire source.

La surveillance sur la rive servira à évaluer l'étendue du littoral impacté, le type et le degré de contamination, ainsi que l'impact sur les habitats et les pertes causées à la faune sauvage.

- SNPD :

La détection des événements de pollution par des SNPD et l'évaluation des impacts sont principalement réalisées sur place par une observation visuelle par des experts, complétée par un suivi, un échantillonnage et une analyse en temps réel, ainsi que par l'utilisation d'outils de modélisation. Les conclusions de toute évaluation des risques du fait de SNPD seront basées sur un certain nombre d'informations, notamment l'identification des circonstances et l'emplacement des incidents,

l'identification des produits chimiques impliqués, leurs propriétés ou leur toxicité et leur forme (emballée/en vrac) ainsi que l'identification des zones sensibles voisines et des conditions environnementales.

RÉSULTATS

Résultats et état, y compris les tendances (résumé)

D'une part, les analyses de données statistiques indiquent une forte tendance à la baisse de la pollution accidentelle par des navires, tant pour les hydrocarbures que pour les SNPD. Cette diminution peut également être observée à la fois dans le nombre d'accidents causant ces pollutions et dans les volumes de polluants déversés en mer. D'autre part, la même observation ne peut être faite en ce qui concerne les rejets illicites depuis des navires. Il n'y a pas pas de données suffisantes pour identifier une tendance à la hausse ou à la baisse, mais selon les données de 2016 fournies par l'Agence européenne pour la sécurité maritime (AESM), on peut affirmer qu'un nombre important de rejets illicites continuent de se produire.

Résultats et état, y compris les tendances (détaillé)

Principales conclusions pour les accidents:

- Diminution du nombre de déversements importants d'hydrocarbures dans le monde

Les sinistres maritimes impliquant des hydrocarbures ont considérablement diminué au fil des années, malgré une augmentation du volume d'hydrocarbures transportés par des navires. Aujourd'hui, selon les statistiques de l'ITOPF, 99,99 % du pétrole brut transporté par la mer arrive à destination en toute sécurité. Comme le montre la figure 5 ci-dessous, le nombre moyen de déversements importants d'hydrocarbures depuis des pétroliers, soit plus de 700 tonnes, a progressivement diminué au fil des années, pour tomber à une moyenne de 1,7 déversement par an entre 2010 et 2016.

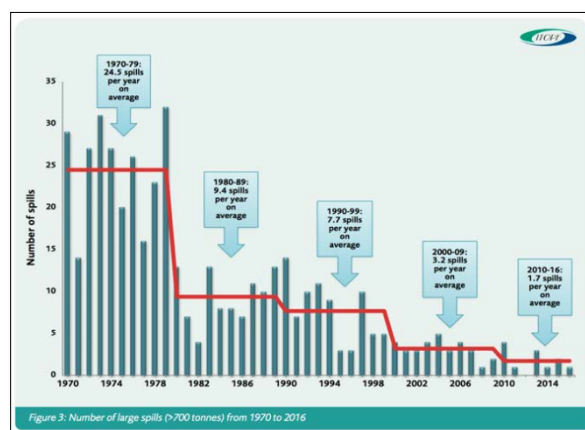


Figure 5 : Nombre de déversements d'hydrocarbures supérieurs à 700 tonnes entre 1970 et 2016.

- Diminution de la fréquence des accidents causant une pollution en Méditerranée

Hydrocarbures :

L'étude d'analyse statistique préparée par le REMPEC en s'appuyant sur la base de données des alertes et accidents montre que les principaux déversements ont eu lieu entre 1977 et 1981 et qu'ils sont devenus plus rares depuis lors, le dernier accident majeur étant l'accident de MT « HAVEN » de Gênes en Avril 1991, avec 144 000 tonnes de pétrole brut déversées.

En ce qui concerne le volume de pétrole rejeté en mer, l'étude REMPEC de 2014 indique que, entre le 1er janvier 1994 et le 31 décembre 2013, environ 32 000 tonnes de pétrole ont pénétré dans la Méditerranée à la suite d'accidents.

Ce chiffre comprend environ 15 000 tonnes provenant de l'incident de 2006 en Méditerranée orientale qui s'est produit dans la centrale électrique de Jieh, au Liban, du 13 au 15 juillet 2006. Le carburant qui n'a pas brûlé a été rejeté dans le milieu marin. La quantité exacte du carburant qui a brûlé reste inconnue, mais selon les estimations communiquées par les autorités libanaises, entre 13 000 et 15 000 tonnes ont été rejetées suite au déversement. Ce déversement au Liban est le cinquième plus gros déversement signalé depuis 1977 en Méditerranée, le plus important étant le celui lié à l'explosion du MT HAVEN en 1991, qui a coulé avec sa cargaison de 144 000 tonnes de pétrole brut dans les eaux italiennes.

En ce qui concerne les accidents causant une pollution, le nombre d'accidents entraînant un déversement d'hydrocarbures est tombé de 56 % du nombre total d'accidents pour la période 1977-1993 et à 40 % pour la période 1994-2013. Au total, 61% des incidents ont entraîné un déversement inférieur à une tonne.

SNPD :

En Méditerranée, les quantités de SNPD accidentellement déversées ont considérablement diminué au cours de la période 1994-2013. Depuis 2003, le rejet de SNPD est devenu insignifiant par rapport à la période 1994-2002.

Les deux derniers accidents majeurs se sont produits en 1996, à savoir :

- Le naufrage du Kaptan Manolis I en Tunisie, avec 5 000 tonnes de phosphates à bord, et
- Le naufrage du Kira au large de la Grèce, rejetant 7 600 tonnes d'acide phosphorique.

Le pire déversement de SNPD en Méditerranée a été le naufrage du Continental Lotus en 1991 en Méditerranée orientale, avec 51 600 tonnes de fer à bord.

L'analyse statistique du REMPEC liée à l'emplacement des accidents indique que la majorité des accidents se produisent dans partie orientale de la Méditerranéenne (Chypre, Égypte, Israël, Liban, République arabe syrienne, Turquie) si l'on inclut la Grèce, qui est traitée séparément dans les conclusions du REMPEC, comme le montre la figure 6.

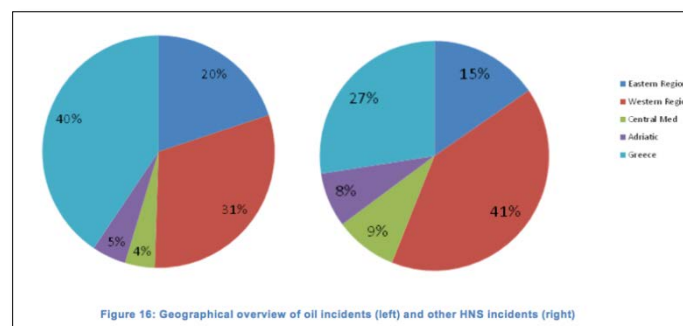


Figure 6 : Répartition géographique des accidents (source : REMPEC, 2014).

Principales conclusions relatives aux rejets illicites :

La base de données des alertes et accidents en Méditerranée du REMPEC contient une catégorie pour « Rejets illicites ». Seuls cinq cas ont été signalés (un en 2012, un en 2013 et trois en 2015). Étant de nature illégale, les rejets illicites d'hydrocarbures ne sont pas déclarés volontairement par les navires sources. L'utilisation de l'imagerie satellitaire peut s'avérer être un outil utile pour donner une meilleure image du nombre de déversements d'hydrocarbures par des navires ; cependant, à moins que des preuves ne soient fournies qu'un rejet illicite détecté provient d'un navire spécifique, aucune conclusion définitive ne peut être établie quant à savoir si le déversement est causé par un navire. Il est donc difficile d'évaluer avec précision le nombre de rejets illicites qui se produisent réellement.

Tendances : les cas de pollution par les hydrocarbures demeurent un problème en Méditerranée.

En 2016, la plate-forme CleanSeaNet de l'AESM a enregistré au total 1 073 détections de cas probables de pollution et 1 060 détections de cas possibles de pollution dans la zone couvrant la mer Méditerranée et les côtes de l'océan Atlantique au Maroc, au Portugal, en Espagne et en France (figure 7 ci-dessous). Bien qu'il n'y ait aucune preuve judiciaire selon laquelle tous les cas caractérisés comme déversements probables ou possibles d'hydrocarbures sont en réalité des rejets depuis des navires, la carte fournit une indication claire selon laquelle les incidents de pollution par des hydrocarbures depuis des navires sont toujours préoccupants.

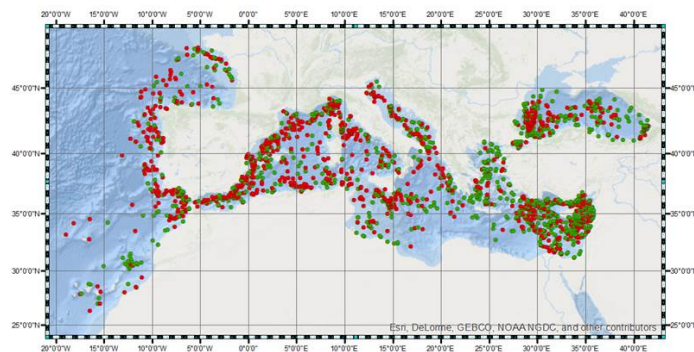


Figure 7 : Nombre de déversements détectés en 2016 par imagerie par satellite. (source : CleanSeaNet, AESM). Classe A (points rouges sur la carte) - le déversement détecté concerne très probablement des hydrocarbures (huile minérale ou végétale/de poisson) ou un produit chimique. Classe B (points verts sur la carte) - le déversement détecté concerne peut-être des hydrocarbures (huile minérale/végétale/de poisson) ou un produit chimique.

CONCLUSIONS

Conclusions (synthèse)

Les taux d'accidents ont diminué à l'échelle mondiale et à l'échelle régionale malgré l'augmentation du transport maritime et l'on peut conclure que l'impact du cadre réglementaire international adopté par l'OMI ainsi que les activités de coopération technique entreprises à l'échelle régionale sont très positifs, en particulier en ce qui concerne la prévention de la pollution accidentelle. Cependant, les risques associés au transport d'hydrocarbures et de substances nocives et potentiellement dangereuses (SNPD) par des navires avec des conséquences néfastes possibles sur le biote et les écosystèmes ne peuvent être complètement éliminés, en particulier dans les zones vulnérables telles que la Méditerranée. En outre, des efforts doivent être faits pour renforcer la surveillance des rejets illicites depuis des navires et les rapports relatifs à ces rejets.

Conclusions (détaillées)

Diminution des cas de la pollution dans le monde : les taux d'accidents ont diminué à l'échelle mondiale et à l'échelle régionale malgré l'augmentation du transport maritime. La pollution accidentelle par des hydrocarbures et des SNPD a diminué, ce qui peut être lié à l'adoption et à la mise en œuvre de conventions environnementales maritimes traitant de la prévention, de la préparation et de la réaction relativement à la pollution par des hydrocarbures et des SNPD. En effet, l'analyse statistique indique qu'il existe une corrélation entre la période où le cadre réglementaire de l'OMI a été mis en place (dans les années 1970) et les années au cours desquelles ces tendances à la baisse ont commencé à se produire (les années 1980). On peut donc conclure que l'impact du cadre réglementaire international adopté par l'OMI ainsi que les activités de coopération technique entreprises à l'échelle régionale sont très positifs, en particulier en ce qui concerne la prévention de la pollution accidentelle. Cependant, la question des rejets illicites depuis des navires reste préoccupante, en particulier dans les zones semi-fermées où la capacité du milieu marin de se régénérer est moins susceptible de se produire.

Effets à long terme de la pollution par des hydrocarbures : il est également important de garder à l'esprit que le rétablissement des habitats suite à un déversement d'hydrocarbures peut durer quelques cycles saisonniers (plancton) ou plusieurs années : entre un à trois ans (plages de sable, rivages rocheux exposés), entre un et cinq ans (rivages abritant des roches), entre trois et cinq ans (marais salés) et jusqu'à 10 ans ou plus pour les mangroves.

Selon l'ITOPF, bien qu'il existe un débat considérable sur la définition du rétablissement et le point auquel un écosystème peut être considéré comme ayant été totalement rétabli, il est largement admis que la variabilité naturelle des écosystèmes rend improbable le retour à des conditions exactes d'avant déversement. La plupart des définitions du rétablissement se concentrent plutôt sur celui d'une communauté de flore et de faune qui caractérise l'habitat et fonctionne normalement pour ce qui est de la biodiversité et de la productivité.

Par conséquent, en dépit des progrès réalisés dans l'atténuation des incidents de déversement d'hydrocarbures par des navires, il est clair que la surveillance continue des cas de rejets illicites ainsi que des effets et des impacts cumulés et la surveillance continue des conséquences accidentelles après déversement sur le biote et les écosystèmes sont nécessaires.

Messages clés

Les sources chroniques (rejets illicites) de pollution du milieu marin depuis des navires sont la cible principale de la réduction de la pollution, car les tendances de la pollution aiguë (accidents) sont contrôlées et décroissantes.

Lacunes en matière de connaissances

- Les informations recueillies au moyen de rapports de pollution sont liées à des événements spécifiques de pollution et ne sont pas toujours utiles ou compatibles avec les informations nécessaires pour évaluer l'état du milieu marin,
- Le maintien de la base de données des alertes et accidents en Méditerranée est une condition préalable et la condition permettant de mesurer l'Indicateur commun CI19,
- Les pays n'ont aucune obligation d'effectuer des enquêtes environnementales relativement à la mer et aux rives affectées par un déversement. L'évaluation environnementale systématique de la rive à la suite d'un déversement est aujourd'hui reconnue comme une pratique « incontournable » et peut fournir des informations sur le biote au cas par cas.
- Très peu de données sont disponibles concernant les rejets illégaux depuis des navires.

Surveillance environnementale et rapport : l'objet des conventions et directives de l'OMI relatives à la prévention de la pollution marine est de surveiller la conformité des navires plutôt que de surveiller ou de mesurer l'état de l'environnement marin et côtier. Il en est de même pour les obligations de rapports. Les rapports sont requis en cas d'accident causant une pollution ou en cas de découverte de pollution illégale (rejets opérationnels). Cette perspective se reflète dans le cadre du Protocole « Prévention et situations critiques » de 2002. Par conséquent, les informations recueillies sont liées à des événements spécifiques de pollution et ne sont pas toujours utiles ou compatibles avec les informations nécessaires pour évaluer l'état du milieu marin.

Surveillance des accidents et rapports : le nombre d'accidents signalés au REMPEC est en hausse, ce qui est probablement dû à une meilleure conformité des Parties contractantes à la Convention de Barcelone pour signaler les pertes, conformément à l'article 9 du Protocole « Prévention et situations critiques » de 2002. Il est de la plus haute importance que les Parties contractantes à la Convention de Barcelone continuent de faire des rapports sur les accidents aussi précisément que possible, car il est primordial que le REMPEC continue de maintenir la base de données des alertes et accidents en Méditerranée afin de suivre les événements de pollution. C'est une condition préalable nécessaire et la condition pour pouvoir mesurer l'Indicateur commun CI19.

Impact sur le biote affecté par la pollution : pour la raison donnée ci-dessus, il existe peu d'informations sur l'impact des événements de pollution causés par le transport maritime sur le biote. L'impact de la pollution provoquée par des navires est généralement pris en compte dans une perspective de réaction (protection des zones et des installations sensibles). Les pays n'ont aucune obligation d'effectuer des enquêtes environnementales relativement à la mer et aux rives affectées par un déversement. Cependant, l'évaluation systématique environnementale du littoral après un déversement est aujourd'hui reconnue comme une pratique « incontournable » en matière d'évaluation du niveau de propreté de la zone touchée, ainsi que du point de vue de la réhabilitation

Rejets illicites depuis des navires : Très peu de données sont disponibles concernant les rejets par des navires. Ces opérations étant de nature illégale (lorsqu'elles ne sont pas dans les limites fixées par le MARPOL, il est extrêmement difficile d'obtenir des informations sur les cas de déversements et leur ampleur. La surveillance maritime nécessite des moyens et du matériel aérien (avions, radars aériens et ensembles d'échantillonnage) ou une technologie spéciale telle que l'utilisation d'images satellites. Il n'existe pas de système centralisé à l'échelle régionale pour la prospection des eaux méditerranéennes tel que défini dans la Convention de Barcelone. La plate-forme CleanSeaNet, le service européen de surveillance des déversements d'hydrocarbures et de détection des navires par satellite, est une bonne ressource. Malheureusement, elle n'est disponible, en principe, que pour les pays qui sont membres de l'UE.

Liste de références

Allianz Global Corporate & Specialty: Safety and Shipping Review 2016 - An annual review of trends and developments in shipping losses and safety, 2016.

EMSA: Addressing Illegal Discharges in the Marine Environment, 2012.

IMO/UNEP: Regional Information System; Part C2, Statistical Analysis - Alerts and Accidents Database, REMPEC, December 2014.

IMO/UNEP: Regional Information System; Part C2, Statistical Analysis - Alerts and Accidents Database, REMPEC, February 2011.

ITOPF: Oil Spill Statistics, February 2017.

ITOPF: Effect of Oil Pollution on the Marine Environment, Technical Information Paper 13, 2014.

Ömer Faruk Görçün, Selmin Z. Burak: Formal Safety Assessment for Ship Traffic in the Istanbul Straits. Published by Elsevier, 2015.

Study of Maritime Traffic Flows in the Mediterranean Sea, Final Report - Unrestricted Version, July 2008.

UNCTAD: Review of Maritime Transport 2015.

UNEP/MAP: State of the Mediterranean Marine and Coastal Environment, UNEP/MAP – Barcelona Convention, Athens, 2012.

WWF: Accident at Sea, Summary, 2013.

Objectif écologique 9 (OE9) : Produits chimiques

EO9. Indicateur commun 20 : Concentrations effectives de contaminants ayant été décelés et nombre de contaminants ayant dépassé les niveaux maximaux réglementaires dans les produits de la mer de consommation courante

GÉNÉRAL

Rapporteur :	PNUE/PAM/MED POL
Échelle géographique de l'évaluation :	Régionale, mer Méditerranée
Pays contributeurs :	Parties contractantes par travaux de recherche
Thème central de la Stratégie à moyen terme (SMT)	1-Pollution terrestre et marine
Objectif écologique	OE9. Les contaminants n'ont aucun impact significatif ni sur les écosystèmes côtiers et marins ni sur la santé de l'homme.
Indicateur commun de l'IMAP IC20.	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
Code de la fiche d'évaluation de l'indicateur	EO9CI20

PRINCIPE DE BASE/MÉTHODES

Contexte (résumé)

L'exposition de l'homme aux contaminants chimiques par la consommation d'espèces commerciales de poissons et de crustacés (respectivement de la pêche et de l'aquaculture) est l'une des principales préoccupations concernant l'apparition de polluants dans le milieu marin. Les espèces marines sauvages et d'élevage sont exposées à des contaminants chimiques environnementaux par différents mécanismes et diverses voies selon leur niveau trophique, notamment de l'alimentation des filtreurs aux espèces prédatrices (bivalves, crustacés, poissons, etc.). La compréhension des risques pour la santé de l'homme (niveaux maximaux, ingestion, facteurs d'équivalence toxique, etc.), par la consommation de fruits de mer potentiellement contaminés, est un défi et une question de politique prioritaire pour les gouvernements, mais également une préoccupation sociétale majeure. Il est possible de parvenir à un Bon état écologique (BEE) pour l'Indicateur commun 20 lorsque les concentrations de contaminants dans les fruits de mer sont dans les limites réglementaires fixées par la législation pour la consommation de l'homme.



Figure1. Principales espèces de fruits de mer commercialisées en Méditerranée sur un marché de poissons à Athènes (Grèce), CommonseafoodMediterranean_CGuitart.jpg

Contexte (détaillé)

Il existe des processus de bioaccumulation et de biomagnification des produits chimiques nocifs rejetés dans le milieu marin. Comme exemples habituels, l'on compte les processus bien connus de bioaccumulation de métaux lourds et de composés organiques dans des espèces commerciales de bivalves (telles que *Mytilus galloprovincialis* en Méditerranée) ou des composés alkylés de mercure dans des poissons (p. ex. le méthylmercure dans le thon). Cependant, un grand nombre de produits chimiques émergents actuels ont déjà été décelés dans la pêche commerciale. Il existe diverses initiatives et réglementations tant à l'échelle nationale qu'internationale, qui ont fixé des recommandations de santé publique et des niveaux réglementaires maximaux pour certains contaminants (principalement, pour les polluants traditionnels), dans de nombreuses espèces cibles commerciales marines. L'intoxication potentielle par le méthylmercure continue de constituer un problème de politique prioritaire à l'échelle mondiale. En 2013, le Traité mondial juridiquement contraignant (Convention de Minamata sur le mercure) a été relancé par le PNUE (PNUE, 2002). De plus, l'USFDA (Administration américaine des denrées alimentaires et des médicaments), l'EFSA (Autorité européenne de sécurité des aliments) et la FAO/OMS (Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture et l'Organisation mondiale de la santé) (FAO/OMS, 2011) sont également des autorités nationales et internationales de premier plan pour les questions de sécurité des fruits de mer et de niveaux réglementaires pour évaluer cet Indicateur commun 20. À cet égard, comme indiqué, le Conseil européen (CE) a introduit des niveaux maximaux pour les contaminants chimiques et les modifications ultérieures, y compris récemment les PCDD (dibenzo-p-dioxines polychlorées), les PCDF (dibenzofurannes polychlorés) et les PCB de type dioxine dans les produits de la pêche (Journal officiel de l'Union européenne, 2006 et 2011) qui pourraient servir de niveaux cibles préliminaires dans la mer Méditerranée.

Méthodes d'évaluation

L'évaluation actuelle a été réalisée sur la base d'études bibliographiques et de documents scientifiques en Méditerranée, de sorte qu'il n'y a pas encore d'ensembles de données du MED POL représentatifs disponibles pour cet Indicateur commun 20. De plus, l'évaluation de l'Indicateur commun 20 sera basée, à titre d'essai, sur les statistiques concernant le nombre de contaminants décelés et leurs écarts par rapport aux autorisations légales dans les espèces commerciales de poissons établies par les règlements nationaux, européens et internationaux au sein de zones de juridiction nationale. Ces zones devront être définies plus en détail du point de vue de l'échelle spatiale (c'est-à-dire soumises aux délimitations de la juridiction nationale, limitées par les subdivisions CGPM-FAO, etc.) au sein de l'IMAP. Les niveaux fixés par les règlements européens (Journal officiel de l'Union européenne, 2006 et 2011, voir tableau 1) et d'autres normes internationales (comme celles de l'OMS) peuvent être appliqués de façon initiale pour harmoniser et comparer les ensembles de données futures disponibles

en Méditerranée. Cependant, à l'heure actuelle, la majorité des ensembles de données disponibles sont conservés dans des bases de données à partir d'études menées par des laboratoires alimentaires nationaux ainsi que par des organismes de réglementation et d'inspection. Par conséquent, les fréquences du nombre et de l'excès d'apparition sur une base temporelle définiraient l'atteinte du BEE relativement à cet indicateur commun (PNUE/PAM, 2013).

Tableau 1. Résumé des niveaux réglementaires actuels fixés par l'Union européenne (extrait de Maggi et al., 2014)

Table 1. Regulatory levels, reference legislation, code and foodstuff categories.

Category code	Legislation	Foodstuff	Regulatory levels
Cd 3.2.5	Reg.1881/2006/CE	Muscle meat of fish (footnote 24)	0,05 mg/kg w.w.
Cd 3.2.6	Reg.1881/2006/CE	Muscle meat of listened fish	0,10 mg/kg w.w.
Cd 3.2.8	Reg.1881/2006/CE	Crustaceans	0,50 mg/kg w.w.
Cd 3.2.9	Reg.1881/2006/CE	Bivalve molluscs	1,0 mg/kg w.w.
Cd 3.2.10	Reg.1881/2006/CE	Cephalopods	1,0 mg/kg w.w.
Hg 3.3.1	Reg.1881/2006/CE	Fishery products and muscle meat of fish (footnotes 24, 25, 26)	0,50 mg/kg w.w.
Hg 3.3.2	Reg.1881/2006/CE	Muscle meat of listened fish	1,0 mg/kg w.w.
Pb 3.1.5	Reg.1881/2006/CE	Muscle meat of fish (footnote 24)	0,3 mg/kg w.w.
Pb 3.1.6	Reg.1881/2006/CE	Crustaceans	0,50 mg/kg w.w.
Pb 3.1.7	Reg.1881/2006/CE	Bivalve molluscs	1,5 mg/kg w.w.
Pb 3.1.8	Reg.1881/2006/CE	Cephalopods	1,0 mg/kg w.w.
Dioxins 5.3	Reg.1259/2011/CE	Muscle meat of fish and Bivalve molluscs	3,5 pg/g w.w.
Sum dioxins and dioxin like PCBs 5.3	Reg.1259/2011/CE	Muscle meat fish and Bivalve molluscs	6,5 pg/g w.w.
Benzo(a)pyrene 6.1.4	Reg.1881/2006/CE	Muscle meat of fish (footnote 24)	2,0 µg/kg w.w.
Benzo(a)pyrene 6.1.5	Reg.1881/2006/CE	Crustaceans and Cephalopods	5,0 µg/kg w.w.
Benzo(a)pyrene 6.1.6	Reg.835/2011/CE	Bivalve molluscs	5 µg/kg w.w.
Sum PAH 6.1.6	Reg.835/2011/CE	Bivalve molluscs	30 µg/kg w.w.

doi:10.1371/journal.pone.0108463.t001

RÉSULTATS

Résultats et état, y compris les tendances (résumé)

En ce qui concerne le contenu des contaminants chimiques dans le poisson et les crustacés, divers travaux de recherche ont été menés récemment en Méditerranée en tenant compte de certains produits chimiques traditionnels et émergents. À l'heure actuelle, des ensembles de données dispersés tout au long des sous-bassins méditerranéens, principalement issus de travaux de recherche, sont disponibles avec peu d'évaluations réalisées récemment dans le cadre de la politique maritime européenne (par exemple, le Descriptif 9 en vertu de la Directive-cadre de l'UE « Stratégie pour le milieu marin ») par les Parties contractantes européennes à la Convention de Barcelone. Les futures harmonisations et les futurs partages des données amélioreront l'évaluation dans la Méditerranée à l'échelle régionale pour cet Indicateur commun 20.

Résultats et état, y compris les tendances (résumé)

En Méditerranée orientale, des métaux lourds et essentiels sélectionnés (Cd, Pb, Cu et Zn) ont été retrouvés dans certaines marques et certains types de produits de la pêche en Turquie (Çelik et Oehlen, 2007 ; Mol, S., 2011). Les dioxines, les PCB de type dioxine et non-dioxine ont également été retrouvés dans les poissons d'élevage en Grèce (Costopoulou et al., 2016) et les niveaux constatés étaient bien inférieurs aux limites fixées par la législation de l'UE. Dans la mer Ionienne, on a évalué les niveaux d'un grand ensemble de métaux toxiques (As, Cd, Cr, Pb, Mn, Ni, V et Zn) dans des poissons et des crustacés provenant du golfe de Catane (Copat et al., 2013, 2014) ; ceux-ci n'ont pas dépassé les limites fixées par la législation de l'UE. Cependant, une étude plus récente dans la même zone a révélé des niveaux dépassant les limites légales pour certaines espèces, comme les gastéropodes et les poissons (Giandomenico et al., 2016). Les concentrations et les profils spécifiques des congénères des composés traditionnels et émergents, tels que les PCB, les PCDD et les PCDF, ont été retrouvés dans divers poissons comestibles de la mer Adriatique. Les résultats obtenus ont montré que les niveaux étaient conformes aux recommandations de la législation de l'UE (Storelli et al., 2011). De même, des concentrations de PCB et de PCDD/F et les profils spécifiques des congénères ont

également été retrouvés dans les fruits de mer comme les poissons et les céphalopodes dans des supermarchés du sud de l'Italie (Barone et al., 2014). En outre, en ce qui concerne les niveaux de contamination des crustacés transférés aux consommateurs de fruits de mer, des bivalves cultivés et récoltés ont récemment été évalués dans la mer Adriatique (Croatie) et ne présentaient aucun risque (Milun, V., 2016). Pour ce qui est d'une évaluation réalisée dans le cadre de la Directive-cadre « stratégie européenne pour le milieu marin » (DCSMM) de l'UE, l'Italie a élaboré une méthodologie complète et a évalué le Descripteur 9 pour les métaux lourds et les HAP, ce qui équivaut à l'Indicateur commun 20 de l'OE9 (figure 1 et 2). La conclusion, basée sur des ensembles statistiques de critères d'acceptation et de critères définis dans les sous-régions de la Méditerranée dans le cadre de la législation italienne, était que l'état du BEE est bon. Néanmoins, les ensembles de données pour les composés synthétiques et leur couverture spatiale étaient quelque peu limités (Maggi, et al., 2014). Les poissons, les mollusques et les crustacés de taille commerciale de 69 espèces ont été échantillonnés et analysés à la recherche de mercure total (HgT) et évalués en vue de vérifier leur conformité aux limites maximales de résidus de l'UE (LMR, tableau 1) (Bambrilla, et al., 2013).

En Méditerranée du nord-ouest, la contamination par le mercure a été étudiée dans les organismes de haute mer pour comprendre le transfert, le devenir et les implications humaines des espèces commerciales contaminées (Koenig et al., 2013). La France, dans le cadre d'un programme spécifique de surveillance, a déterminé des métaux toxiques dans les gastéropodes, dans les échinodermes et dans les tuniciers, qui sont également consommés localement en Méditerranée (Noël, L. et al., 2011). Parmi les pays du sud de la Méditerranée, le Maroc a étudié l'exposition de la population côtière au mercure par la consommation de fruits de mer (Elhsmri, H., 2007). Du point de vue de la santé de l'homme, au-delà des niveaux environnementaux et du respect des limites réglementaires, certaines études ont été réalisées à la fois pour les produits chimiques traditionnels et les produits chimiques émergents sujets de préoccupation pour évaluer l'ingestion de fruits de mer par les consommateurs finaux. À cet égard, il convient de mentionner l'étude de l'ingestion d'arsenic (As), de cadmium (Cd), de mercure (Hg), de plomb (Pb), de dibenzo-p-dioxines et dibenzofuranes polychlorés (PCDD/F), de biphenyles polychlorés (PCB), de naphthalènes polychlorés (PCN), de diphenyléthers polybromés (PBDE), de diphenyléthers polychlorés (PCDE), d'hexachlorobenzène et d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) par la consommation de poissons et de fruits de mer par des enfants en Espagne (Martí-Cid et al., 2007). De même, l'apport alimentaire estimé de dioxines et de PCB de type dioxine dans les aliments commercialisés a également été étudié pour les consommateurs de fruits de mer en Espagne (Marin et al., 2011).

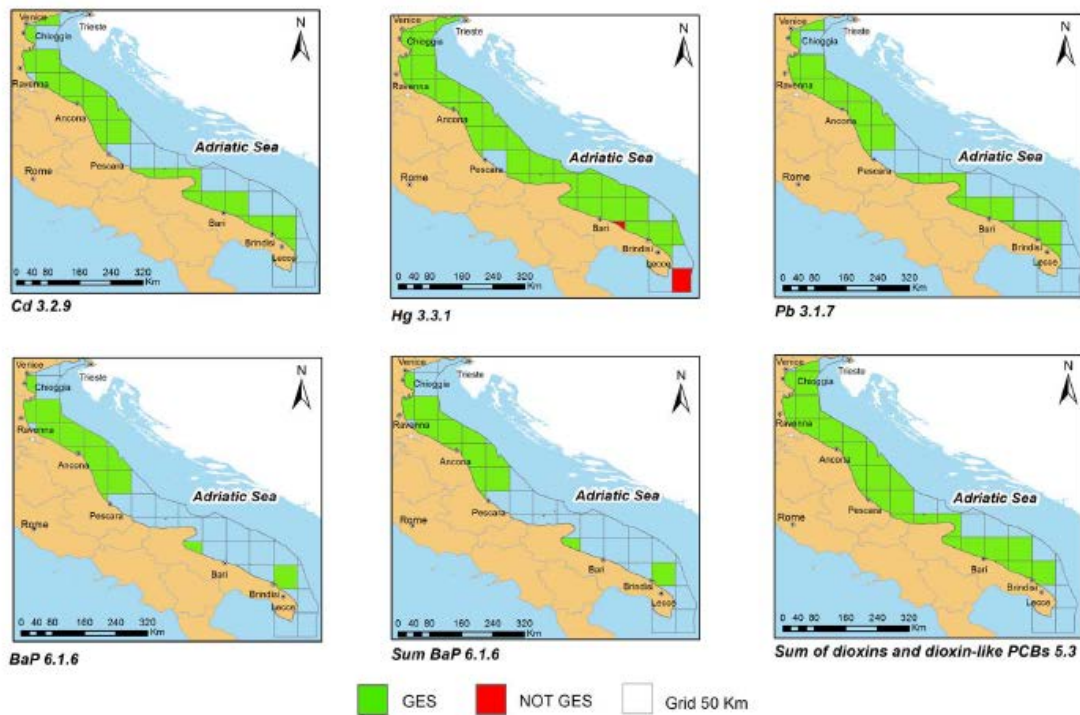


Figure 2 : Résultats pour les métaux, les HAP et les dioxines/PCB de type dioxine dans la sous-région de la mer Adriatique (source: Maggi, C., Lomiri, S., et al., 2014)

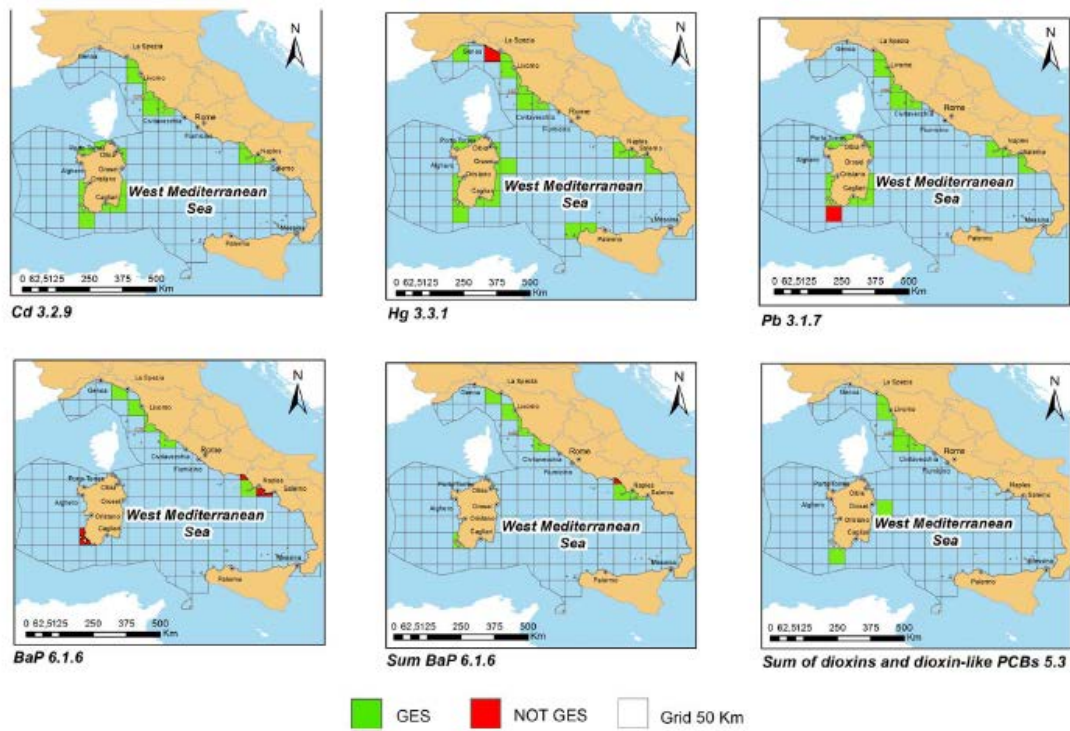


Figure 3 : Résultats pour les métaux, les HAP et les dioxines/PCB de type dioxine dans la Méditerranée occidentale (source: Maggi, C., Lomiri, S., et al., 2014)

CONCLUSIONS

Conclusions (synthèse)

À l'heure actuelle, peu travaux de recherche et de rapports menés par l'UE (notamment par la DCSMM) dans certains pays méditerranéens ont porté sur l'apparition de contaminants dans des fruits de mer, du point de vue de l'environnement, qui dépassent les niveaux réglementaires maximaux fixés pour les normes réglementaires. Dans l'ensemble, à partir d'études disponibles, aucune préoccupation majeure ni aucun niveau extrêmement élevé n'a été observé lors de ces récents travaux de recherche réalisés par différents auteurs et aucune confirmation fondée sur les tendances temporelles n'a pu être effectuée jusqu'ici.

Conclusions (détaillées)

Pour les futures évaluations pour le compte de cet indicateur commun 20, les zones définies par la CGPM-FAO dans la Méditerranée (zone 37 et ses subdivisions) pourraient être sélectionnées et évaluées selon différentes stratégies nationales, bien qu'elles soient harmonisées à l'échelle régionale, afin d'évaluer les contaminants dans les espèces commerciales pour évaluer l'IC20 dans le cadre de l'IMAP. À titre d'exemple, Naccari et al (2015) ont signalé des niveaux résiduels de Pb, de Cd et de Hg dans différentes espèces, capturés dans des zones de la FAO autour de l'Italie, et en particulier, de petits poissons pélagiques, des poissons benthiques et des poissons démersaux. Bien que dans tous les échantillons l'absence de Pb ait été observée, de petites concentrations de Cd et des taux plus élevés d'Hg ont été trouvés, ainsi que des différences entre les deux subdivisions. Seules des concentrations de Cd ont dépassé les limites réglementaires de l'UE dans différentes espèces de poissons, malgré un grand nombre d'échantillons non contaminés, 67 %, 84 % et 62 % pour le Cd respectivement pour le maquereau, le mullet et la dorade. Une étude récente sur le thon (*Thunnus thynnus*) dans des zones méditerranéennes de la FAO a montré la présence de résidus de PCB et de PBDE. L'étude conclut que la zone méditerranéenne présente les niveaux les plus élevés pour ces composés chimiques (figure 4) par rapport à d'autres évaluations dans les zones de la FAO dans le monde entier (Chiesa et al. 2016).

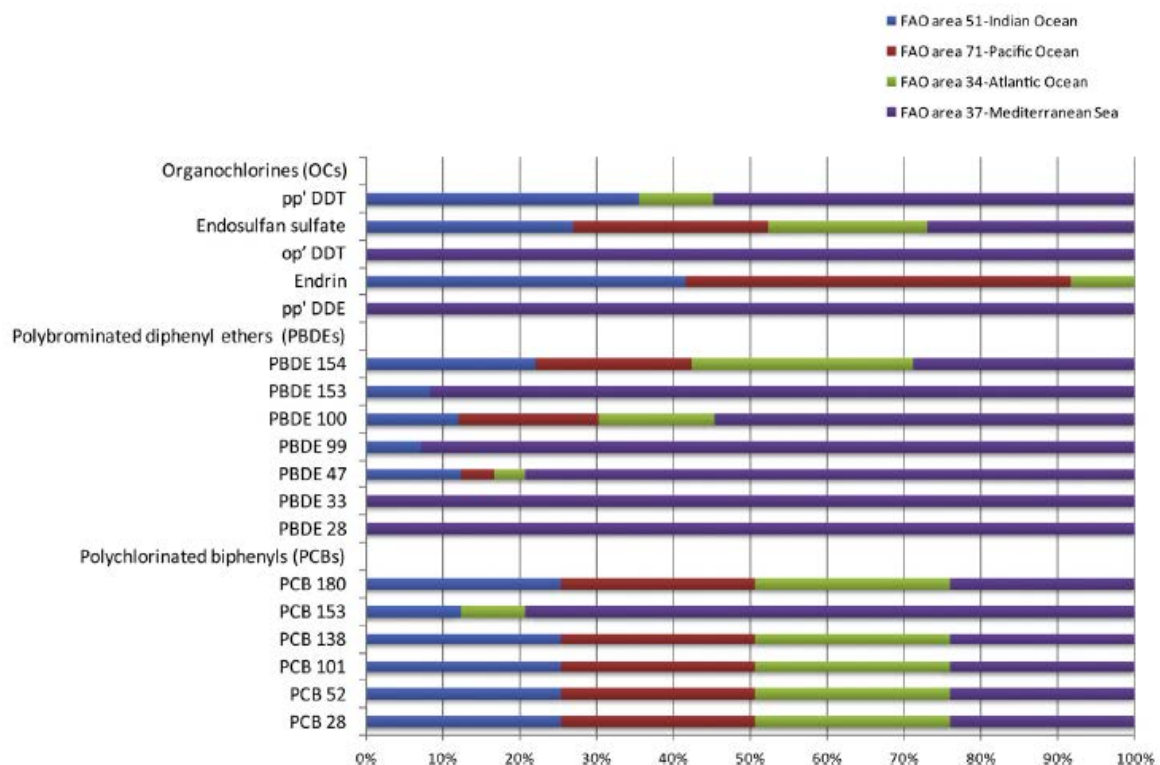


Figure 4 : Comparaison des niveaux de POP dans diverses zones de la FAO dans le monde (source : Chiesa et al. 2016)

Messages clés

- Des ensembles de données réguliers ne sont pas disponibles pour réaliser une évaluation de l'indicateur commun 20.
- L'apparition de contaminants chimiques dans les poissons et les crustacés et les scénarios possibles d'ingestion par la population ont été étudiés à différents endroits de la Méditerranée.
- Certaines zones délimitées de la FAO en Méditerranée ont fait l'objet d'études à la recherche d'un certain nombre de contaminants traditionnels et émergents au cours de travaux de recherche.
- Les espèces pélagiques, démersales et benthiques ont été ciblées et ont fait l'objet de recherches pour évaluer le BEE en matière de contamination potentielle des fruits de mer et pour déterminer l'état de santé de l'écosystème marin.

Lacunes en matière de connaissances

Des informations ordinaires requises pour évaluer cet indicateur manquent clairement à l'échelle régionale (données presque comparables et de qualité garantie), mais également à l'échelle sous-régionale dans une certaine mesure pour pouvoir effectuer une évaluation complète. Les protocoles de surveillance, les approches basées sur le risque, les tests analytiques et les méthodologies d'évaluation devraient être mieux élaborés et se concentrer sur l'harmonisation entre les Parties contractantes. Il sera nécessaire de maintenir un lien entre avec les autorités nationales chargées de la sécurité alimentaire, les organismes de recherche et/ou les organismes environnementaux.

Liste de références

UNEP/MAP (2016). Decision IG.22/7 - Integrated Monitoring and Assessment Programme (IMAP) of the Mediterranean Sea and Coast and Related Assessment Criteria. COP19, Athens, Greece. United Nations Environment Programme, Mediterranean Action Plan, Athens.

UNEP/MAP (2013). Decision IG.21/3 - Ecosystems Approach including adopting definitions of Good Environmental Status (GES) and Targets. COP 18, Istanbul, Turkey. United Nations Environment Programme, Mediterranean Action Plan, Athens.

FAO/WHO, 2011. Report of the Joint FAO/WHO Expert Consultation on the Risks and Benefits of Fish Consumption. Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations; Geneva, World Health Organization, 50 pp.

UNEP, 2002. Chemicals 2002 Global Mercury Assessment Geneva (Switzerland) December 2002, p. 244. United Nations Environment Programme.

Official Journal of the European Union, 2006. Commission Regulation (EU) No 1881/2006 of 19 December 2006 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs. L 364/5–23.

Official Journal of the European Union, 2011. Commission Regulation (EU) No 1259/2011 of 2 December 2011 amending Regulation (EC) No 1881/2006 as regards maximum levels for dioxins, dioxin-like PCBs and non dioxin-like PCBs in foodstuffs. L 320/18–23.

Martí-Cid, R., Bocio, A., et al., 2007. Intake of chemical contaminants through fish and seafood consumption by children of Catalonia, Spain: Health risks. Food and Chemical Toxicology, 45, 1968-1974.

Celik, U., Oehlen Schläger, J., 2007. High contents of cadmium, lead, zinc and copper in popular fishery products sold in Turkish supermarkets. Food Control, 18, 258-261.

- Mol, S. Determination of trace metals in canned anchovies and canned rainbow trouts. *Food and Chemical Toxicology*, 49, 348-351.
- Noël, L., Testu, C., et al., 2011. Contamination levels for lead, cadmium and mercury in marine gastropods, echinoderms and tunicates. *Food Control*, 22, 433-437.
- Storelli, MM., Barone, G., 2011. Polychlorinated biphenyls (PCBs), dioxins and furans (PCDD/Fs): Occurrence in fishery products and dietary intake. *Food Chemistry*, 127, 1648-1652.
- Copat, C., Arena, G., et al., 2013. Heavy metals concentrations in fish and shellfish from eastern Mediterranean Sea: Consumption advisories. *Food and Chemical Toxicology*, 53, 33-37.
- Brambilla, G., Abete, M.C., et al., 2013. Mercury occurrence in Italian seafood from the Mediterranean Sea and possible intake scenarios of the Italian coastal population.
- Koenig, S., Solé, M., et al., 2013. New insights into mercury bioaccumulation in deep-sea organisms from the NW Mediterranean and their human health implications. *Sci. Total. Env.*, 442, 329-335.
- Copat, C., Vinceti, M. et al., 2014. Mercury and selenium intake by seafood from the Ionian Sea: A risk evaluation. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 100, 87-92.
- Barone, G., Giacomini, R., et al., 2014. PCBs and PCDD/PCDFs in fishery products: Occurrence, congener profile and compliance with European Union legislation. *Food and Chemical Toxicology*, 74, 200-205.
- Milun, V., Lusic, J., et al., 2016. Polychlorinated biphenyls, organochlorine pesticides and trace metals in cultured and harvested bivalves from the eastern Adriatic coast (Croatia). *Chemosphere*, 153, 18-27
- Giandomenico, S., Cardellicchio, N., 2016. Metals and PCB levels in some edible marine organisms from the Ionian Sea: dietary intake evaluation and risk for consumers. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 23, 12596-12612.
- Costopoulou, D., Vassiliadou, I., Leondiadis, L., 2016. PCDDs, PCDFs and PCBs in farmed fish produced in Greece: Levels and human population exposure assessment. *Chemosphere*, 146, 511-518.
- Elhamri, H., Idrissi, L., 2007. Hair mercury levels in relation to fish consumption in a community of the Moroccan Mediterranean coast, *Food Additives & Contaminants*, 24:11, 1236-1246.
- Maggi, C., Lomiri, S., et al., 2014. Environmental Quality of Italian Marine Water by Means of Marine Strategy Framework Directive (MSFD) Descriptor 9. *PLoS ONE* 9(9): e108463.
- Naccari, C., Cicero, N., et al. 2015. Toxic Metals in Pelagic, Benthic and Demersal Fish Species from Mediterranean FAO Zone 37. *Bull Environ Contam Toxicol*, 95, 67-57.
- Chiesa, L.M., Labella, G.F., et al., 2016. Distribution of persistent organic pollutants (POPs) In wild Bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) from different FAO capture zones. *Chemosphere*, 153, 162-16

Objectif écologique 9 (OE9) : Produits chimiques

EO9. Indicateur commun 21 : Pourcentage de relevés de la concentration d'entérocoques intestinaux se situant dans les normes instaurées

GÉNÉRAL

Rapporteur : PNUE/PAM/MED POL

Échelle géographique de l'évaluation : Régionale, mer Méditerranée

Pays contributeurs : Parties contractantes par travaux de recherche

Thème central de la Stratégie à moyen terme (SMT) 1-Pollution terrestre et marine

Objectif écologique OE9. Les contaminants n'ont aucun impact significatif ni sur les écosystèmes côtiers et marins ni sur la santé de l'homme.

Indicateur commun de l'IMAP IC21. Pourcentage de relevés de la concentration d'entérocoques intestinaux se situant dans les normes instaurées

Code de la fiche d'évaluation de l'indicateur EO9CI21

PRINCIPE DE BASE/MÉTHODES

Contexte (résumé)

La Méditerranée continue d'attirer chaque année un nombre toujours croissant de touristes internationaux et locaux qui, entre autres activités, utilisent la mer à des fins récréatives. En 2005, le nombre de stations de traitement d'eaux usées a doublé par rapport à la décennie précédente et la qualité de l'eau concernant la pollution fécale s'est nettement améliorée (PNUE/PAM MED POL, 2010). La mise en place de stations de traitement d'eaux usées et la construction d'émissaires sous-marins ont diminué le potentiel d'épisodes de pollution microbiologique, en dépit de l'existence de quelques points chauds côtiers importants. Une révision des lignes directrices méditerranéennes sur la qualité des eaux de baignade a été formulée en 2007 sur la base des Principes directeurs de l'OMS relatifs aux eaux de baignade sans risque (OMS, 2003) et de la Directive européenne concernant la gestion de la qualité des eaux de baignade (Directive 2006/7/UE). Plus tard, une proposition révisée par le PNUE/PAM a été faite dans le but de fournir des critères et des normes actualisés qui pourraient être utilisés dans les pays méditerranéens, ainsi que d'harmoniser leurs législations afin de fournir des renseignements et des données homogènes (PNUE/PAM, 2012a). On sait que les niveaux élevés d'entérocoques dans les eaux maritimes récréatives (côtes, plages, spots touristiques, etc.) sont des indicateurs d'agents pathogènes humains en raison des rejets non traités dans le milieu marin et provoquent des infections chez l'homme (Kay et al., 2004 ; Mansilha et al, 2009). Par conséquent, ces nouvelles normes pour la qualité des eaux de baignade dans le cadre de l'application de l'article 7 du Protocole « tellurique » doivent être davantage utilisées pour définir le BEE pour les eaux de baignade et de loisirs. Il est possible de parvenir au BEE pour l'Indicateur commun 21 lorsque les concentrations d'entérocoques intestinaux restent dans les limites des normes instaurées (PNUE/PAM 2013).



Figure 1: Une qualité élevée de l'eau de baignade sur les plages méditerranéennes est un élément clé pour des activités récréatives sûres dans l'environnement côtier, Bathingwaterquality_CGuitart.jpg

Contexte (détaillé)

Les concentrations d'entérocoques sont fréquemment utilisées comme bactéries fécales indicatrices, ou comme indicateurs généraux de la contamination fécale. En particulier, les espèces *E. faecalis* et *E. faecium* sont liées aux infections des voies urinaires, à l'endocardite, à la bactériémie, aux infections néonatales, aux infections du système nerveux central et aux infections abdominales et pelviennes. Il a été suggéré et récemment démontré que l'espèce *Enterococci sp.* pourrait être plus appropriée que l'espèce traditionnelle *Escherichia coli* (*E. coli*) dans les eaux marines comme indice de pollution fécale. À l'heure actuelle, ce sont les seules bactéries fécales indicatrices recommandées par l'Agence américaine de protection de l'environnement (EPA) pour les eaux saumâtres et marines, car elles correspondent mieux que les coliformes fécaux ou *E. coli*. Leur abondance dans les excréments humains et animaux et la simplicité des méthodes d'analyse pour les mesurer ont favorisé l'utilisation d'espèces d'entérocoques comme substituts des eaux récréatives polluées et donc, comme un Indicateur commun 21 pour le BEE en vertu de l'OE9. Depuis de nombreuses années, l'Organisation mondiale de la santé est préoccupée par les aspects sanitaires de la gestion des ressources en eau et a publié divers documents concernant la sécurité des eaux environnementales, y compris les eaux marines, et leur importance pour la santé. Une révision des lignes directrices méditerranéennes (PNUE/PAM, 2012) relativement à la qualité des eaux de baignade a été formulée en 2007 sur la base des Principes directeurs de l'OMS relatifs aux eaux de baignade sans risque (OMS, 2003) et de la Directive européenne concernant la gestion de la qualité des eaux de baignade (Directive 2006/7/UE). Par conséquent, ces normes pour la qualité des eaux de baignade dans le cadre de l'application de l'article 7 du Protocole « tellurique » doivent être davantage utilisées pour définir le BEE pour les eaux de baignade et de loisirs.

Méthodes d'évaluation

L'évaluation actuelle a été réalisée sur la base de références bibliographiques, car il n'y a pas assez d'ensembles de données actualisés disponibles à l'échelle régionale. Les évaluations futures de l'Indicateur commun 21 seront basées sur les statistiques provenant des ensembles de données soumises par des autorités nationales locales et/ou par des agences correspondantes. Les normes d'application dans le cadre du respect de l'Indicateur commun 21 de l'IMAP par les pays méditerranéens seront les critères proposés adoptés par la Décision IG.20/9 qui comprend les critères d'échantillonnage des entérocoques intestinaux (voir tableau ci-dessous) :

Tableau 1 : Critères de qualité microbiologique des eaux pour les entérocoques intestinaux sp.,
source : Décision IG. 20/9, PNUE/PAM, 2012.

Microbial Water Quality Assessment Category
(based on Intestinal enterococci (cfu/100 mL))

Category	A	B	C	D
Limit values	<100*	101-200*	185**	>185**(1)
Water quality	Excellent quality	Good quality	Sufficient	Poor quality/ Immediate Action

RÉSULTATS

Résultats et état, y compris les tendances (résumé)

Comme mentionné, les ensembles de données pour la plupart des pays de la Méditerranée orientale et australe n'ont pas été mis à jour récemment et, par conséquent, l'évaluation complète de l'Indicateur commun 21 à l'échelle régionale n'est pas possible. Un rapport d'évaluation de l'Agence européenne de l'environnement (AEE) réalisé en 2015 fusionné aux données du MED POL pour la Tunisie (à partir de 2014) montre qu'environ 90 % ou plus des sites surveillés pendant la saison balnéaire pour certaines Parties contractantes à la Convention de Barcelone sont classés comme bons ou excellents. Les exceptions sont l'Albanie et la Tunisie qui, avec respectivement 40 % et 10 %, présentent un mauvais état sanitaire des eaux de baignade et de loisirs. Les tendances temporelles ont été calculées par l'AEE (AEE, 2015) et présentent un état stable et une tendance de conservation pour presque tous les pays en ce qui concerne le nombre de sites acceptables lorsque la qualité des eaux de baignade est contrôlée.

Résultats et état, y compris les tendances (détaillé)

Bathing water quality 2015

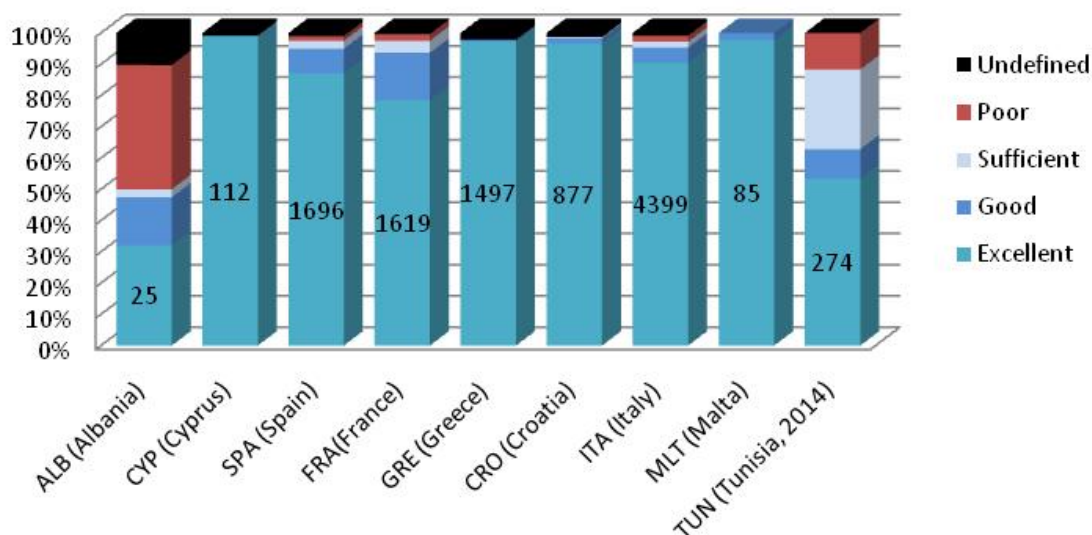


Figure 2 : Pourcentages de l'évaluation de la qualité des eaux de baignade relativement à l'Indicateur commun 21 en 2015 pour certaines Parties contractantes à la Convention de Barcelone. Veuillez noter que les données de la France et de l'Espagne incluent également les sites côtiers de l'Atlantique, en tout état de cause, et environ 100 % des sites sont de qualité bonne ou excellente. (Source : AEE, 2015 et base de données du MED POL pour la Tunisie).

CONCLUSIONS

Conclusions (synthèse)

La mise en œuvre de mesures (par exemple, des stations de traitement d'eaux usées) visant à réduire, entre autres, la pollution fécale des eaux côtières a été une réussite en Méditerranée à travers le Plan d'action de l'ONU pour la Méditerranée. La généralisation de la dépuración des eaux domestiques dans certains pays au cours de la dernière décennie a démontré les avantages de la mise en œuvre du Protocole « tellurique » et des mesures environnementales visant à réduire la pollution, même si certaines améliorations doivent encore être apportées.

Conclusions (détaillées)

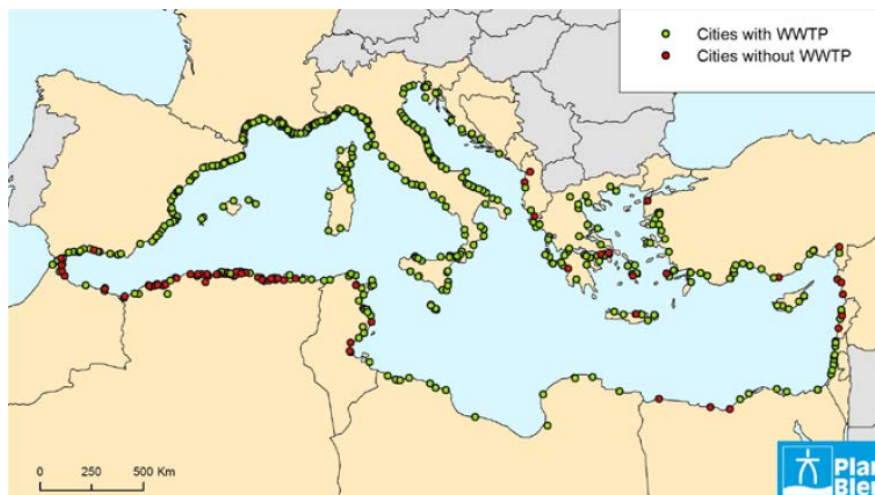


Figure 3 : Traitement d'eaux usées sur les côtes méditerranéennes en 2010 pour prévenir la pollution microbologique des eaux de baignade (source : AEE, 2014, sur la base de la série n° 157 (2004) du rapport technique du PAM ; PNUE/PAM, 2011 et UNEP(DEPI)/MED WG.357/Inf.7).

Messages clés

- La cible initiale du BEE selon l'Indicateur commun 21 serait une tendance croissante des mesures permettant de vérifier que les niveaux d'entérocoques intestinaux respectent les normes établies.

Lacunes en matière de connaissances

La principale lacune et la principale préoccupation concerne l'absence d'ensembles de données récents sur la pollution microbologique en Méditerranée soumis au Secrétariat du PAM et, par conséquent, la capacité de suivre les progrès réalisés dans le cadre de l'Indicateur commun 21.

Liste de références

UNEP/MAP (2013). Decision IG.21/3 - Ecosystems Approach including adopting definitions of Good Environmental Status (GES) and Targets. COP 18, Istanbul, Turkey. United Nations Environment Programme, Mediterranean Action Plan, Athens.

UNEP/MAP, 2012. Decision IG.20/9. Criteria and Standards for bathing waters quality in the framework of the implementation of Article 7 of the LBS Protocol. COP17, Paris, 2012.

UNE/MAP MED POL, 2010. Assessment of the state of microbial pollution in the Mediterranean Sea. MAP Technical Reports Series No. 170 (Amended).

WHO, 2003. Guidelines for safe recreational water environments. VOLUME 1: Coastal and fresh waters. WHO Library. ISBN 92 4 154580. World Health Organisation, 2003.

Directive 2006/7/EC of the European Parliament and of the council of 15 February 2006 concerning the management of bathing water quality and repealing Directive 76/160/EEC

Mansilha, C.R., Coelho, C., et al., 2009. Bathing waters: New directive, new standards, new quality approach. Mar. Poll. Bull. 58, 1562-1565.

Kay, D., Bartram, J., et al., 2004. Derivation of numerical values for the World Health Organization guidelines for recreational waters. Water Research, 38, 1296-1304.

EEA, 2014. Horizon 2020 Mediterranean Report – Towards shared environmental information systems EEA-UNEP/MAP Joint Report. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2014

EEA, 2015. European bathing water quality in 2015. EEA Report. No 9/2016. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2016.

Objectif écologique 10 (OE10) : Déchets marins

OE10 : Indicateur commun 22 : Tendances des quantités de déchets ayant échoué et/ou déposés sur le littoral (y compris l'analyse de leur composition, leur répartition spatiale et, si possible, leur origine)

GÉNÉRAL

Rapporteur :

PNUE/PAM/MED POL

Échelle géographique de l'évaluation : Régionale, mer Méditerranée

Pays contributeurs :

Évaluation de la Méditerranéenne fondée sur des enquêtes régionales et nationales existantes, sur des recherches et des publications et, le cas échéant, sur des données issues des programmes nationaux de surveillance des Parties contractantes.

Thème central de la Stratégie à moyen terme (SMT) 1-Pollution terrestre et marine

Objectif écologique

Objectif écologique 10 (OE10) : Les déchets marins et côtiers ne nuisent pas à l'environnement côtier et marin.

Indicateur commun de l'IMAP

Indicateur commun 22 (IC22) : Tendances des quantités de déchets ayant échoué et/ou déposés sur le littoral (y compris l'analyse de leur composition, leur répartition spatiale et, si possible, leur origine).

Code de la fiche d'évaluation de l'indicateur EO10CI22

PRINCIPE DE BASE/MÉTHODES

Contexte (résumé)

Une grande partie de ce que nous savons sur la présence de déchets marins (abondance, répartition, source) dans l'environnement marin et côtier provient d'informations collectées sur des déchets marins échoués sur les plages (Ryan et al., 2009). Les déchets marins sur les plages ont beaucoup attiré l'attention et ont fait l'objet de nombreuses enquêtes et campagnes. Cependant, il est difficile de comparer toutes ces études car la majorité de celles-ci utilisent des protocoles d'échantillonnage distincts ainsi que des techniques et des méthodes différentes. Comme dans tous les compartiments marins, le plastique est la matière qu'on retrouve le plus parmi les déchets marins échoués sur les plages. Plusieurs ONG sont très actives dans la lutte contre le problème, en sensibilisant davantage les citoyens à l'environnement et en les impliquant dans des enquêtes, des événements et des opérations liés aux déchets marins. La plupart des informations disponibles sur les déchets marins sur les plages de la mer Méditerranée proviennent d'enquêtes sur les stocks permanents.

La surveillance des déchets marins échoués le long du littoral de la Méditerranée demeure une priorité. Il convient d'accorder une attention particulière à la quantification et à la classification de la pollution par les déchets sur les plages ainsi qu'à la fourniture de données comparables pour soutenir l'évaluation nationale et régionale des déchets marins sur les plages (CCR, 2013). C'est aussi la clé pour initier et mettre en œuvre des mesures efficaces en matière de politiques et de gestion. Une compréhension approfondie et exhaustive du niveau de menace que représentent les déchets marins

pour le biote et les écosystèmes à l'échelle régionale doit s'appuyer sur des ensembles de données fiables, assurables, homogènes et comparables et tous les efforts doivent aller dans ce sens.

Contexte (détaillé)

Même les régions les plus reculées de la Méditerranée sont affectées par les déchets marins. Les conclusions de l'« Évaluation de l'état des déchets marins en Méditerranée » (2009) réalisée par le MED POL du PNUE/PAM en collaboration avec le l'Office méditerranéen d'information pour l'environnement, la culture et le développement durable (MIO-ECSDE), en collaboration avec l'Association hellénique de protection du milieu marin (HELMPEA) et l'organisation environnementale « Clean up Greece » illustrent le fait que bien que des données utiles sur les types et la quantité de déchets marins existent dans la région, elles sont incohérentes et géographiquement limitées essentiellement à certaines parties du nord de la Méditerranée.

Les activités récréatives liées au littoral ont des valeurs économiques considérables (Ghermandi et Nunes, 2013). Il est donc essentiel d'avoir des mers et des plages propres pour attirer les touristes nationaux et étrangers et cela fait partie intégrante du Programme intégré de surveillance et d'évaluation (IMAP) et des critères d'évaluation connexes du PNUE/PAM ainsi que de la Directive-cadre « stratégie européenne pour le milieu marin » (MSFD) dans lesquels les déchets marins représentent l'un des principaux indicateurs permettant d'évaluer le Bon état écologique(BEE) et l'efficacité des mesures de politiques (Brouwer et al., 2017 ; Galgani et al., 2013). Les déchets marins sur les plages sont considérés comme ayant un coût important pour la société, notamment en ce qui concerne les activités touristiques et récréatives liées au littoral (PNUE, 2009).

La question des déchets marins et des informations se rapportant à leurs quantités et à leurs types en Méditerranée est plutôt compliquée, car dans la plupart des Parties contractantes n'ont pas encore mis en place leurs programmes officiels de surveillance et donc n'ont pas soumis de données sur les déchets marins. Dans ces cas, la situation ne peut être abordée que principalement par les institutions scientifiques et les autorités sous-régionales et locales dans la plupart des pays, d'une part, et par des ONG compétentes, d'autre part. La collecte d'informations est une tâche qui nécessite à la fois des ressources humaines considérables liées directement et indirectement à la question et un mécanisme central sophistiqué de coordination. Les actions entreprises par des ONG dans la région sont des sources relativement fiables et systématiques quant aux quantités et aux types de déchets. Les efforts des ONG sont les plus importants en matière de surveillance et de nettoyage des plages et de la mer et pour fournir des informations sur le volume et les types de déchets existants en Méditerranée. Cependant, le rôle des Parties contractantes est très important et tous les programmes nationaux de surveillance, une fois en place, doivent prendre en compte une approche ou une méthodologie harmonisée appliquée à l'échelle régionale.

De plus, des initiatives d'importance variable sont prises par des ONG, des autorités locales et par d'autres partenaires à l'échelle nationale et locale dans presque tous les pays méditerranéens. Des milliers de bénévoles ont été regroupés dans les pays méditerranéens dans le but non seulement de nettoyer le littoral, les cours d'eau et les lacs dans leurs communautés locales, mais également de sensibiliser les étudiants, les citoyens et les différentes parties prenantes sur les incidences graves des déchets marins et d'inciter les gens à changer et améliorer leur comportement environnemental quotidien.

Des enquêtes sur l'échouage, le nettoyage et des enquêtes régulières en mer sont progressivement organisés dans de nombreux pays méditerranéens afin de fournir des informations sur la répartition spatiale et temporelle. Différentes stratégies basées sur la mesure des quantités ou des flux ont été adoptées à des fins de collecte de données. Cependant, la plupart des enquêtes sont menées par des ONG avec un accent sur le nettoyage. En outre, les petits fragments de moins de 2,5 cm, également appelés méso-débris (par rapport aux macro-débris), sont souvent enfouis et peuvent être ignorés par les campagnes de nettoyage ou les enquêtes de surveillance. Il est donc difficile d'évaluer les flux d'échouage et une diminution de la quantité des déchets en mer ne servira qu'à ralentir la vitesse

d'échouage. Ces flux peuvent comprendre une grande partie des débris trouvés sur les plages et des densités très élevées ont été relevées dans certaines régions.

L'évaluation des quantités de déchets sur les plages reflète l'équilibre à long terme entre les entrées à partir des sources terrestres ou d'échouage et les sorties par exportation, enfouissement, dégradation et nettoyage. L'enregistrement de la vitesse d'accumulation des déchets sur les plages par des enquêtes régulières est actuellement l'approche la plus couramment utilisée pour évaluer les schémas et les cycles d'accumulation à long terme.

L'un des principaux problèmes toujours d'actualité relativement aux déchets sur les plages est dû au fait que chaque initiative est menée avec différentes fiches de données, différentes normes et différentes unités de mesure (les types de déchets sont classés différemment - voire pas du tout ; dans certains cas, les déchets sont évalués en fonction des éléments et dans d'autres cas en fonction du poids, etc.), tandis que certaines informations cruciales sont totalement absentes (longueur du littoral nettoyé, type de littoral, distance entre le littoral et les sources de déchets, etc.) (PNUE/PAM 2015).

Méthodes d'évaluation

L'évaluation actuelle s'est basée sur des évaluations, des publications et des rapports clés récents par le PNUE/PAM, ainsi que sur d'autres projets et initiatives. Le rapport du PNUE/PAM (2015) sur l'Évaluation des déchets marins en Méditerranée a servi de source principale pour cette fiche d'information sur les indicateurs.

Des enquêtes sur l'échouage, le nettoyage et des enquêtes régulières en mer sont progressivement organisés dans de nombreux pays méditerranéens afin de fournir des informations sur la répartition spatiale et temporelle. Différentes stratégies basées sur la mesure des quantités ou des flux ont été adoptées à des fins de collecte de données. Cependant, la plupart des enquêtes sont menées par des ONG avec un accent sur le nettoyage. En outre, les petits fragments de moins de 2,5 cm, également appelés méso-débris (par rapport aux macro-débris), sont souvent enfouis et peuvent être ignorés par les campagnes de nettoyage ou les enquêtes de surveillance. Il est donc difficile d'évaluer les flux d'échouage et une diminution de la quantité des déchets en mer ne servira qu'à ralentir la vitesse d'échouage. Ces flux peuvent comprendre une grande partie des déchets marins trouvés sur les plages et des densités très élevées ont été relevées dans certaines régions.

De plus, des stratégies plus sophistiquées de surveillance des déchets marins sur les plages peuvent également être appliquées, y compris les aspects suivants : sélection des sites d'enquête (étendue de 100 m) et du nombre de sites, fréquence et calendrier des enquêtes, documentation et classification des sites, sélection de l'unité d'échantillonnage et de l'unité de quantification des déchets, collecte et identification des déchets (listes d'échantillonnage, liste maîtresse des éléments), limite de taille et catégories d'éléments et enfin ramassage et rejet de déchets.

Le recrutement et la formation du personnel et des groupes de bénévoles correspondants sont une exigence pour toute évaluation à long terme de déchets marins (PNUE, 2009). Le personnel et les bénévoles doivent avoir un très bon niveau de compréhension du contexte et de l'objectif du programme d'évaluation des déchets marins. L'assurance qualité et le contrôle qualité des données collectées doivent également être assurés, principalement par une méthode cohérente de collecte et de classification des données à l'échelle régionale.

RÉSULTATS

Résultats et état, y compris les tendances (résumé)

Il est actuellement difficile d'évaluer l'impact des déchets marins sur les plages en raison de la disponibilité spatiale des données et des informations en Méditerranée (la plupart des données concernant les rivages du nord) mais également d'un manque de comparabilité entre les données du

fait de méthodologies divergentes. Les ONG méditerranéennes ont largement contribué à fournir des données et des informations sur la répartition spatiale et temporelle des déchets marins échoués sur les plages grâce à des opérations de nettoyage de plages et à des enquêtes de surveillance dédiées ; cependant, peu de ces données et informations peuvent être comparées pour avoir une image complète à l'échelle régionale. En outre, les flux et la vitesse d'échouage sont difficiles à évaluer parce que peu de données existent les taux d'accumulation et de chargement.



Figure 1 : Déchets marins échoués le long du littoral

Il existe des informations sur les principaux types de déchets marins sur les plages qui comprennent du plastique, du verre, du papier, du métal, du polystyrène, du tissu, du caoutchouc, des éléments liés à la pêche, des munitions, du bois, des éléments liés au tabagisme, des déchets sanitaires et d'autres éléments non identifiés (Tableau 1). Selon le rapport International Coastal Clean up 2016, les principaux éléments retrouvés dans la mer Méditerranée sont les suivants : mégots de cigarettes, bouteilles en plastique, emballages alimentaires, bouchons en plastique, paillettes/agitateurs, autres sacs en plastique, bouteilles en verre, sacs en plastique, bouchons en métal et couvercles en plastique. Le plastique est le principal type de déchet sur les plages ; il compte pour plus de 80 % des déchets marins enregistrés (PNUE/PAM, 2015). Dans ces types de déchets marins, on trouve plus fréquemment des éléments spécifiques, c'est-à-dire des mégots de cigarettes, des emballages pour aliments, des bouteilles plastiques, des bouchons, des pailles et des agitateurs, des sacs d'épicerie en plastique, des bouteilles en verre, d'autres sacs et boîtes en plastique. La plupart des déchets marins enregistrés proviennent de sources terrestres (y compris les mauvaises pratiques de gestion de déchets, les activités de loisir et de tourisme).

Tableau 1 : Composition/sources de déchets marins en Méditerranée

Source (Publications)	Éléments/Composants (plages, top cinq)	Types de matériaux	Source
IPA Adriatic DeFishGear (2016)	Éléments (top 5) : - Pièces en plastique 2,5 cm > < 50 cm : 19,89 % - Pièces en polystyrène 2,5 cm > < 50 cm : 11,93 % - Bâtons de coton-tige 9,17 % - Bouchons/couvercles de boissons en plastique : 6,67 % Mégots et filtres de cigarettes 6,60 %	Plastique : 91 %	Loisirs et tourisme : 40 % Ménagers (combinés) : 40 % Tourisme côtier : 32,3 % Toilette/sanitaire : 26,2 % Ménagers : 11,2% Collecte de déchets : 6 % Loisirs : 5,6 %
Marine Litter Watch (MLW)/Agence européenne de l'environnement (AEE)	- Autres types : 32 % - mégots de cigarettes 18 % - Pièces en plastique 2,5 > < 50 cm : 11 % - Sacs à provisions (y compris morceaux) 7 % - Bâtons de coton-tige 6 % - Bouchons et couvercles de boissons en plastique : 6 % - Pièces en polystyrène 2,5 > < 50 cm : 6 % - Fragments de verre ou céramique < 2,5 cm 4 % - Ficelle et corde (inférieur à 1 cm) 4 % - Paquets de chips/emballages de bonbons : 3 % Bouteilles de boissons <=0,5 L 3 %	Plastique : 64 % Verre 4 %	
Öko-Institut (2012 ; chiffres provenant principalement du rapport 2009 du PNUE)	- Mégots de cigarettes : 29,1 % - Capsules/couvercles : 6,7 % - Canettes : 6,3 % - Bouteilles de boissons (verre) : 5,5 % - Briquets : 5,2 %	Plages : 37 à 80 % de plastique Déchets flottants : 60 à 83 % de plastique Sur les fonds marins : 36 à 90 % de plastique	Activités de loisirs ou côtières : >50 %, Augmentation pendant la saison touristique
Ocean Conservancy/ ICC 2002-2006			Déchets sur les plages / Activités de loisir : 52 % Activités liées au tabagisme : 40 % activités de navigation : 5 %
JRC IES (2011)		Plage : 83% de plastique/polystyrène	

Les activités du littoral (y compris les mauvaises pratiques de gestion des déchets, le tourisme et les loisirs), ainsi que les activités marines/sur les cours d'eau, les activités liées au tabagisme, l'immersion et l'élimination incorrecte des articles d'hygiène médicale et corporelle figurent parmi les principales sources de déchets marin sur les plages (tableau 1). Le tourisme a une part importante dans la production de déchets sur les plages. Durant la période estivale, la population des régions côtières de la mer Méditerranée double quasiment et cela a un lien direct avec l'augmentation de la production de déchets qui atteint jusqu'à 75 % de la production annuelle dans certaines régions. Dans la même mesure, on a observé une multiplication par deux de la concentration de déchets marins en été. La sensibilisation du public ainsi que l'engagement et la participation des citoyens contribuent efficacement à résoudre le problème des déchets marins le long des rives de la mer Méditerranée.

Résultats et état, y compris les tendances (détaillé)

Des enquêtes sur l'échouage, le nettoyage et des enquêtes régulières en mer sont progressivement organisés dans de nombreux pays méditerranéens afin de fournir des informations sur la répartition spatiale et temporelle. Différentes stratégies basées sur la mesure des quantités ou des flux ont été adoptées à des fins de collecte de données. Cependant, la plupart des enquêtes sont menées par des ONG avec un accent sur le nettoyage. En outre, les petits fragments de moins de 2,5 cm, également appelés méso-déchets (par rapport aux macro-déchets), sont souvent enfouis et peuvent être ignorés par les campagnes de nettoyage ou les enquêtes de surveillance. Il est donc difficile d'évaluer les flux d'échouage et une diminution de la quantité des déchets en mer ne servira qu'à ralentir la vitesse d'échouage. Ces flux peuvent comprendre une grande partie des déchets trouvés sur les plages et des densités très élevées ont été relevées dans certaines régions.

Basé sur les données fournies par Ocean Conservancy et traitées et analysées par HELMEPA à partir des opérations de nettoyage des plages dans les pays méditerranéens dans le cadre de la campagne International Coastal Cleanup (ICC), les principaux types de déchets trouvés sur les plages de la Méditerranée, sont énumérés au Tableaux 2 et 3 et au tableau 4 ci-dessous.

Tableau 2 : Principaux types de déchets sur les plages en Méditerranée (ICC d'après le PNUE, 2011)

Plastique : sacs, ballons, bouteilles de boissons, capsules/couvercles, emballages pour aliments/conteneurs, porte-cannettes, pailles/agitateurs, toiles/bâches, emballage de tabac et briquets
Verres : bouteilles de boissons, ampoules
Papier et carton de tous types
Métaux : canettes en aluminium, tirettes, bidons d'huile, contenants aérosols, boîtes de conserve, ferraille, appareils électroménagers, pièces automobiles
Polystyrène : tasses/assiettes/couverts, emballage, bouées
Tissu : vêtements, meubles, chaussures
Caoutchouc : gants, bottes/semelles, pneus
Déchets liés à la pêche : filets de pêche ou lignes et autres engins abandonnés ou perdus
Munitions : cartouches de fusil/ouates de cartouches
Bois : bois de construction, caisses et palettes, meubles, fragments de tout ce qui précède
Filtres de cigarettes et bouts de cigares
Déchets sanitaires ou d'égouts : préservatifs, couches, seringues, tampons hygiéniques
Autres : corde, jouets, bandes de cerclage

Tableau 3 : Dix principaux déchets en Méditerranée (International Coastal Clean-up, ICC, 2016). Le total représente le nombre d'éléments collectés sur 91,4 km de plages de 11 pays : (Albanie, Algérie, Bosnie-Herzégovine, Chypre, Croatie, Égypte, Espagne, France, Grèce, Israël, Italie, Liban, Libye, Malte, Maroc, Slovénie et Turquie)

	cigarette mégots	bouteilles en plastique	alimentair s emballag e	bouchons en plastique	pailles/ agitateurs	autres sacs plastiques	bouteilles en verre bouteilles	Sacs d'épicerie	bouteilles de bouchons	en plastique couvercles
Total éléments collectés	68 561	17 652	8 429	16 809	16 061	4 026	2 914	3 908	2 918	6 833
Nombre/10 0 m	73	19	9	18	17	4	3	4	3	7

Tableau 4 : Top quinze déchets de plage pour la mer Méditerranée et leur répartition et fréquence moyenne par 100 m de côte, basé sur la campagne OSPAR (après le CCR 2016)

Description	Nombre moyen/100 m	Répartition
Couverts/plateaux/pailles (total)	131	17 %
Mégots de cigarettes	112	14 %
Bouchons/couvercles (total)	110	14 %
Bouteilles de boissons (total)	91	12 %
Sac (p. ex. shopping)	43	5 %
Bâtons de coton-tige	37	5 %
Sacs	35	4 %
Pièces en plastique/polystyrène 2,5 cm > < 50 cm (total)	30	4 %
Bouteilles	28	4 %
Paquets de chips/bonbon et bâtons de sucette (total)	26	3 %
Récipients alimentaires, y compris de fast-food	15	2 %
Paquets de cigarettes	12	2 %
Briquets	11	1 %
Cannettes de boissons	11	1 %
Autres éléments sanitaires	9	1 %
TOTAL	701	89 %

Les déchets marins les plus courants en Méditerranée sont de loin les filtres de cigarettes (suivis de près par les bouts de cigares), qui constituent une préoccupation pour la région et peuvent se retrouver même dans les zones côtières les plus reculées. Ainsi, 4822 bénévoles ont recueilli 68 561 filtres de cigarettes en 2015, ce qui correspond à près de 14,2 filtres de cigarettes par bénévole, alors que la moyenne correspondante en 2013 était de 19,6 et la moyenne mondiale en 2006 était de seulement de 3,66 filtres de cigarettes par bénévole. Le temps de dégradation pour chaque type de déchet est un facteur important car certains peuvent se dégrader rapidement, de l'ordre de mois ou d'années, ce qui veut dire davantage de préoccupation à avoir. Il est également important de noter qu'au cours de la campagne de la ICC, les petits fragments n'apparaissent pas dans la liste correspondante des déchets marins de plage enregistrés.

Tableau 5 : Composition/sources de déchets marins en Méditerranée

Source (Publications)	Éléments/Composants (plages, top cinq)	Types de matériaux	Source
IPA Adriatic DeFishGear (2016)	Éléments (top 5) : -Pièces en plastique 2,5 cm > < 50 cm : 19,89 % -Pièces en polystyrène 2,5 cm > < 50 cm : 11,93 % - Bâtons de coton-tige 9,17 % - Bouchons/couvercles de boissons en plastique : 6,67 % Mégots et filtres de cigarettes 6,60 %	Plastique : 91 %	Loisirs et tourisme : 40 % Ménagers (combinés) : 40 % Tourisme côtier : 32,3 % Toilette/sanitaire : 26,2 % Ménagers : 11,2 % Collecte de déchets : 6 % Loisirs : 5,6 %
Marine Litter Watch (MLW)/Agence européenne de l'environnement (AEE)	- Autres types : 32 % - mégots de cigarettes 18 % - Pièces en plastique 2,5 > < 50 cm : 11 % - Sacs à provisions (y compris morceaux) 7 % - Bâtons de coton-tige 6 % - Bouchons et couvercles de boissons en plastique : 6 % - Pièces en polystyrène 2,5 > < 50 cm: 6 % - Fragments de verre ou céramique < 2,5 cm 4 % - Ficelle et corde (inférieur à 1 cm) 4 % - Paquets de chips/emballages de bonbons: 3 % - Bouteilles de boissons <=0,5 L 3 %	Plastique : 64 % Verre 4 %	
Öko-Institut (2012 ; chiffres provenant principalement du rapport 2009 du PNUE)	- Mégots de cigarettes : 29,1 % - Capsules/couvercles : 6,7 % - Canettes : 6,3 % - Bouteilles de boissons (verre) : 5,5 % - Briquets : 5,2 %	Plages : 37 à 80 % de plastique Déchets flottants : 60 à 83 % de plastique Sur les fonds marins : 36 à 90 % de plastique	Activités de loisirs ou côtières : >50 %, Augmentation pendant la saison touristique
Ocean Conservancy/ ICC 2002-2006			Déchets sur les plages / Activités de loisir : 52 % Activités liées au tabagisme : 40 % activités de navigation : 5 %
JRC IES (2011)		Plage : 83% de plastique/polystyrène	

Les déchets marins ne peuvent pas toujours être liés à une source spécifique car plusieurs déchets marins peuvent être attribués à plus d'une source, plus d'un moyen de publication, à l'origine géographique, aux voies et au mécanisme de transport (Veiga et al., 2016). Nous classons souvent l'origine des déchets marins dans des sources terrestres et marines. De même, les déchets riverains sont parfois considérés comme terrestres, bien qu'une partie puisse provenir de navires ou de bateaux naviguant sur les cours d'eau. Les sources riveraines possibles sont les suivantes : les déchetteries et décharges publics sur les rives ou directement dans le cour d'eau et les déchets des villes et des ports ; les mauvaises pratiques de gestion des déchets, les décharges sauvages ; la mauvaise élimination ou une perte de produits des activités industrielles et agricoles ; les débris provenant de l'évacuation des eaux usées non traitées, soit par manque d'installations de traitement de déchets, soit par des débordements d'égouts ; et les rejets d'eaux pluviales (González et al., 2016).

Les déchets marins liés au tabagisme représentent 40 % du nombre total de déchets marins observés durant la même période et 53,5 % des dix principaux déchets en 2013. Bien que le nombre de déchets

provenant du tabagisme ait diminué de manière significative entre 2004 et 2005, depuis 2005 il est à nouveau en hausse. Leur nombre en Méditerranée est considérablement plus élevé que la moyenne mondiale et constitue un problème sérieux qui doit être traité en priorité dans le cadre de la Stratégie régionale.

De nombreuses études consacrées à des enquêtes sur les plages locales et à des opérations de collecte de déchets fournissent des informations sur les déchets et le tourisme. Pendant l'été, les habitants des villes balnéaires sont parfois deux fois plus nombreux qu'en hiver. Dans certaines zones touristiques, plus de 75% de la production annuelle de déchets sont générés en saison estivale. Selon les statistiques relatives à certaines destinations de vacances en Méditerranée (Bibione-Italie et Kos-Grèce), les touristes produisent en moyenne 10 % à 15 % plus de déchets que les habitants. Sur l'île de Kos par exemple, 70 % du total des déchets produits au cours de l'année le sont durant la saison touristique qui s'étend d'avril à octobre (PNUE 2011).

Malte, où plus de 20 % du Produit intérieur brut est généré par le tourisme, a enregistré une augmentation des emballages (37 % des déchets municipaux solides) en 2004 ; l'île a installé 400 stations appelées « sites de collecte » en 2006 (Rapport sur l'état de l'environnement, Malte, 2005, in PNUE 2011). Malheureusement, aucune nouvelle donnée concernant les résultats de cette initiative n'est encore disponible et le dernier rapport de 2005 montre encore une augmentation de la production de déchets par habitant et par touriste.

Les recherches financées par le gouvernement des Baléares en 2005 (Martinez-Ribes *et al.*, 2007) ont porté sur l'origine et l'abondance des déchets sur les plages des principales destinations touristiques des Îles Baléares, à savoir Majorque, Minorque et Ibiza. Cette étude fondamentale montre des similitudes avec d'autres zones touristiques et est donc très utile en ce qui concerne les sources de déchets fortement liées au tourisme. Les déchets observés en été représentent le double de ceux d'hiver (Figure 1).

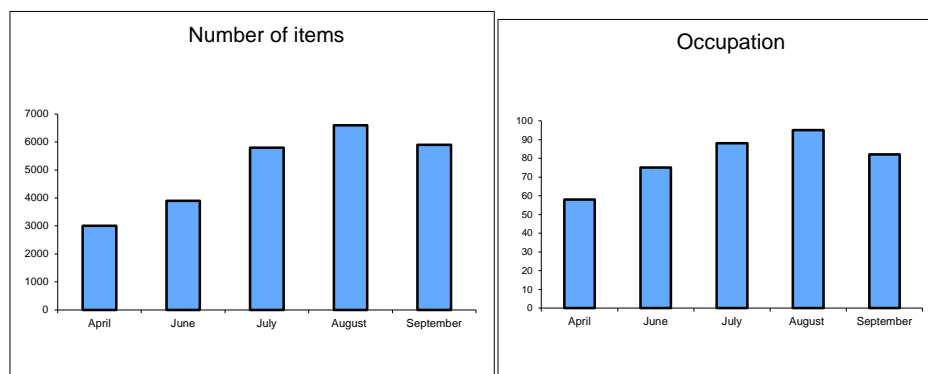


Figure 2 : Variation mensuelle des déchets (A) et du pourcentage d'occupation des hôtels pour la date correspondante (B) dans les Îles Baléares (Source Martinez-Ribes *et al.*, 2007).

Dans un autre exemple, Israël a obtenu de bons résultats avec son programme de lutte contre la pollution « Index Coast Clean », impliquant des municipalités et des ONG dans le nettoyage des plages (Ministère de la protection de l'environnement, 2008). Bien qu'il n'y ait pas de données sur les types et les quantités de pollution par les déchets dans les zones côtières, l'indice publié montre une réduction de 30 % du nombre de plages polluées. Sensibiliser le public avec des dépliants et des compétitions dans des espaces touristiques et publics a soutenu la stratégie et les efforts en cours seront poursuivis sur une base annuelle pour résoudre le problème des déchets sur les rivages d'Israël. De plus, les données provenant d'une expérimentation de suivi sur un échantillon de 52 plages en France (Mer-terre.org) ont confirmé l'importance du tourisme et des activités liées à la pêche comme principales sources de déchets.

Le projet IPA-Adriatic DeFishGear fournit des données précieuses sur les déchets de plage à partir de ses enquêtes sur un an réalisées sur les plages dans les sept pays de la macrorégion Adriatique-ionienne, à savoir l'Albanie, la Bosnie-Herzégovine, la Croatie, l'Italie, la Grèce, le Monténégro et la Slovénie. Plus précisément, 180 transects de plage ont été inspectés dans 31 endroits, couvrant 32 200 m² et s'étendant sur 18 km de littoral. La majorité des déchets marins étaient des matériaux polymères artificiels représentant 91,1 % de l'ensemble des déchets de plage. Les sources riveraines - y compris les mauvaises pratiques de gestion des déchets, le tourisme et les activités récréatives - représentaient 33,4 % du nombre total de déchets collectés sur les plages. En examinant les sources marines de déchets (pêche et aquaculture, transport), elles variaient de 1,54 % à 14,84 % entre les pays, avec une moyenne de 6,30 % à l'échelle régionale pour les déchets de plage.

L'évaluation des quantités de déchets sur les plages reflète l'équilibre à long terme entre les entrées à partir des sources terrestres ou d'échouage et les sorties par exportation, enfouissement, dégradation et nettoyage. L'enregistrement de la vitesse d'accumulation des déchets sur les plages par des enquêtes régulières est actuellement l'approche la plus couramment utilisée pour évaluer les schémas et les cycles d'accumulation à long terme. La plupart des études réalisées à ce jour ont démontré des densités de l'ordre de 1 élément/m², mais montrent une forte variabilité de la densité de déchets en fonction de l'utilisation ou des caractéristiques de chaque plage (PNUE/PAM, 2015). Le plastique représente une proportion élevée des déchets trouvés sur les plages dans de nombreuses régions, mais dans certaines zones, certains types particuliers de plastique sont majoritaires, selon le type (polystyrène, etc.) ou l'utilité (engins de pêche). D'après la campagne ICC (Tableau 6), les mégots de cigarettes, les sacs plastiques, les équipements de pêche et les emballages de produits alimentaires et de boissons sont les éléments les plus fréquents, représentant plus de 80 % des déchets échoués sur les plages.

Tableau 6 : Dix principaux éléments par pays (International Coastal Clean-up, ICC 2016) exprimés en nombre d'éléments/100 m de plage

PAYS	Nombre d'éléments par 100 m									
	Mégots de cigarettes	Bouteilles de boissons	Emballages	Pouchons de bouteilles en plastique	Pailles/agita leurs	Autres sacs plastiques	Bouteilles de boissons	Sacs	Bouchons	Couvercles en plastique
Albanie	535	39	55	26	35	27	5	25	8	1
Chypre	30	7	8	3	4	1	1	3	2	2
Égypte	1	1	1	4		1	1	1		
France	34	3	3	2	1	3	1	4	1	1
Grèce	71	16	5	15	14	2	2	4	3	10
Italie ¹							5			
Malte		2					1			
Maroc	7	13	1	23	5	7	10	5	13	3
Slovénie	63	2	5	6	2	6	0	1	1	
Espagne	83	21	20	36	39	9	5	6	5	7
Turquie	613	811	14				137	12		

Les données de *Clean up Greece* concernant la période de 2004 à 2008 ont toutefois indiqué l'importance du plastique et du papier abandonnés et transportés par le vent sur les plages des îles. Sur les plages isolées, d'autres déchets visibles et de plus grandes tailles (métal, caoutchouc, verre et textile) ont augmenté en raison de l'immersion illégale. L'abondance, la nature et les sources possibles de déchets sur 32 plages des Baléares (mer Méditerranée) ont été étudiées en 2005 (Figure 2). L'abondance moyenne estivale dans les Baléares a atteint environ 36 éléments par mètre linéaire, avec un poids correspondant de 32 ± 25 g par m⁻¹, ce qui est comparable aux résultats d'autres études

¹ La participation de l'Italie à la campagne ICC s'est limitée à seulement 16 bénévoles dans une très petite partie du littoral, de sorte que les données présentées au tableau 6 ne sont pas représentatives de la situation en Italie.

menées en Méditerranée. De fortes similitudes entre les îles et une évolution saisonnière statistiquement significative de la composition et de l'abondance des déchets ont été démontrées. En été (haute saison touristique), la contamination par les déchets représentait le double de celle notée en basse saison et a montré une nature hétérogène associée à l'utilisation des plages. Encore une fois, les mégots de cigarettes étaient l'élément le plus abondant, représentant jusqu'à 46% des objets observés durant la haute saison touristique. En revanche, le plastique lié à l'hygiène corporelle ou aux éléments médicaux était prédominant en hiver (67 %). Pour les deux saisons, les caractéristiques des déchets indiquaient une forte relation avec les sources terrestres locales. Alors que les usagers de plage étaient la principale source de déchets en été, les déchets observés durant la basse saison touristique était principalement attribuable aux systèmes de drainage et de rejet.

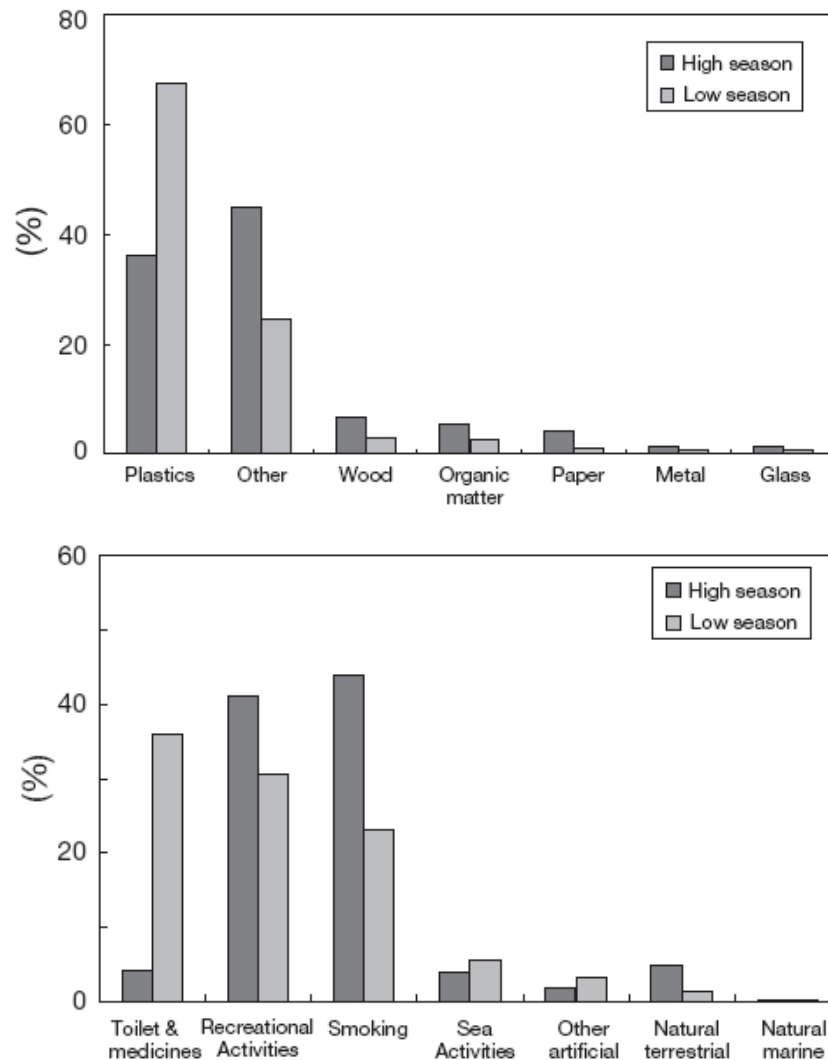


Figure 3 : Composition des déchets (A) et source estimée (B) des déchets collectés en basse et en haute saisons touristiques aux Îles Baléares (source Martinez-ribes et al., 2007)

CONCLUSIONS

Conclusions (synthèse)

La connaissance des quantités de déchets marins échoués sur des plages peut nous aider à évaluer les préjudices potentiels pour l'environnement et à accroître nos connaissances des sources (CCR/JRC, 2013), car il existe actuellement des données limitées et une grande variabilité spatiale sur les

quantités et la composition des déchets marins reflétant les différentes caractéristiques des rives le long de la Méditerranée.

Les études existantes indiquent cependant que les principaux types de déchets sur les plages sont d'origine terrestre et qu'ils proviennent de mauvaises pratiques de gestion de déchets, d'activités de loisir et de tourisme, d'articles ménagers et d'activités liées au tabagisme (Tableau 4). En outre, il est difficile de tirer des conclusions sur l'augmentation ou la diminution générale des déchets marins en Méditerranée (PNUE/PAM, 2015). Les évaluations de la composition des déchets sur les plages de différentes régions de la Méditerranée montrent que les matériaux en polymère synthétique (bouteilles, sacs, bouchons/couvercles, filets de pêche et petits morceaux de plastique et de polystyrène non identifiables) représentent la plus grande proportion de la pollution générale par les déchets.

Conclusions (détaillées)

La quantité de déchets provenant d'activités de loisir et de tourisme augmente considérablement pendant et après la saison touristique. Les déchets liés au tabagisme semblent également être en général un problème important en Méditerranée, comme l'indiquent de nombreuses enquêtes (PNUE 2009). Selon l'analyse des données collectées, les activités côtières et récréatives étaient chaque année la principale source de déchets marins au cours de la dernière décennie avant d'être supplantées par les déchets liés au tabagisme (PNUE, 2011). En outre, l'industrie de la pêche est d'une importance significative (PNUE 2013), ainsi que le transport maritime, en particulier au large des côtes africaines.

Les études de cas nationales peuvent fournir des informations plus détaillées sur les contraintes locales et les facteurs réels qui ont une influence sur la répartition des déchets. De plus, les données nationales provenant des programmes nationaux de surveillance des déchets marins amélioreront énormément l'image des déchets marins de plage. Il est cependant important de noter que les groupes de bénévoles devraient être informés de l'utilité de soumettre les données de recherche standardisées à des fins statistiques. Les opérations de nettoyage menées par des ONG sont généralement organisées pour sensibiliser et pas tant pour la collecte de données, alors que les programmes de nettoyage devraient accroître les connaissances du public quant à l'information d'ordre scientifique et au partage de cette information.

Les résultats sur les déchets marins de plage en Méditerranée sont quelques fois limités. Comme il a déjà été indiqué pour le moment, les Parties contractantes ne soumettent pas de données officielles sur les déchets marins au Secrétariat en raison de l'absence de programmes nationaux de surveillance. En outre, les éléments de plus petite taille ne sont pas inclus dans la plupart des cas sur la liste des éléments issus de campagne de nettoyage et, par conséquent, ces résultats ne sont pas du tout représentatifs de la présence de fragments plus petits, à savoir les micro-déchets le long des plages de la Méditerranée.

Cependant, on dispose d'observations intéressantes de la prolifération de déchets marins plus légers en Méditerranée (plastique, aluminium et déchets liés au tabagisme), par opposition à des articles plus lourds provenant de l'utilisation courante (bouteilles, canettes, voir Figure3) ou d'activités d'immersion de déchets (appareils électroménagers, matériaux de construction, pneus, etc.). Cela pourrait être lié à l'efficacité de l'action préventive (collecte plus facile, recyclage, adoption et/ou mise en œuvre d'une législation plus stricte concernant les activités d'immersion de déchets, etc.) pour les plus gros objets et à la difficulté de gérer les entrées de déchets provenant de sources telles que le grand public.

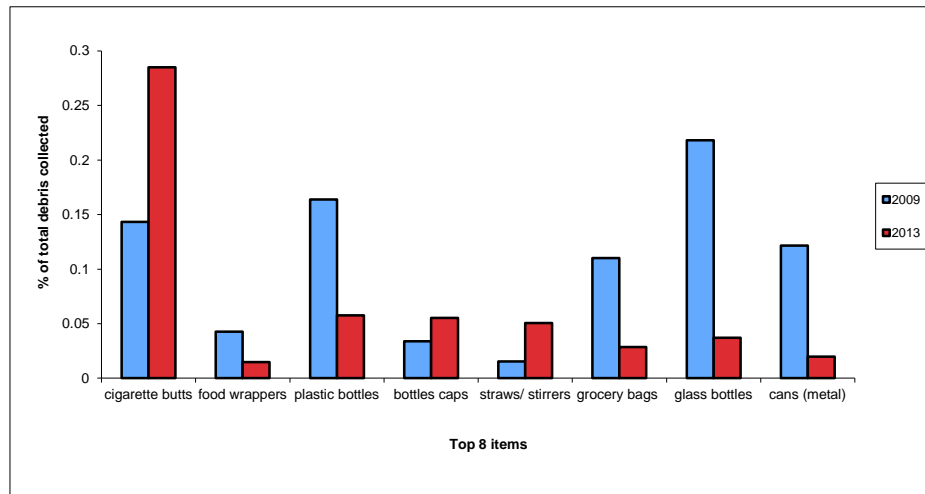


Figure 4 : Évolution des pourcentages des 8 principaux déchets observés en Méditerranée entre 2009 et 2013. D’après les données d’Ocean Coastal Cleanup à partir des 303 522 éléments et 110 698 éléments collectés en 2009 et 2013 respectivement, sur les plages de Grèce, de Turquie, d’Égypte et d’Espagne (source : <http://www.oceanconservancy.org/>).

La conscience environnementale est également observée lorsque ce grand public, conscient de l’impact de son action, n’utilise plus comme sites d’élimination de déchets lourds les plages aussi allègrement que par le passé. L’élimination de ces éléments plus lourds, combinée à la nature persistante du plastique et d’autres déchets marins légers pouvant encore être trouvés en grand nombre en Méditerranée, a conduit à l’évolution de la nature des déchets marins observés dans la région.

Messages clés

Il existe des informations concernant les déchets marins sur les plages, mais l’image est encore fragmentée et est géographiquement limitée à la partie nord de la Méditerranée. Le plastique est le composant principal des déchets avec les mégots de cigarettes ; les emballages d’aliments et le plastique sont les principaux déchets marins. Les sources terrestres prédominent, mais elles doivent être précisées. Le tourisme a une influence directe sur la production de déchets marins sur les plages. Il est urgent d’élaborer et de mettre en œuvre le protocole du Programme intégré de surveillance et d’évaluation (IMAP) pour l’indicateur commun 22 et de soumettre les données correspondantes au Secrétariat à l’échelle nationale.

Lacunes en matière de connaissances

Les informations sur la répartition, les quantités et l’identification des sources de déchets marins sur les plages doivent être améliorées. Pour le moment, les informations et les données pour la Méditerranée sont incohérentes. À cet égard, les stratégies de surveillance devraient être encouragées à l’échelle régionale sur la base de méthodes harmonisées de suivi et d’évaluation. Il convient de mettre en œuvre une cartographie des littoraux et des côtes à l’échelle du bassin où s’accumulent les déchets marins. Les flux d’accumulation et d’échouage doivent être évalués avec des informations sur les charges correspondantes et le lien avec des sources spécifiques. Il faudrait intensifier les efforts dans le sens d’une implication des citoyens en les informant de certains aspects et effets des déchets marins trouvés sur les plages et en faisant en sorte qu’ils se sentent responsables (consommation responsable et meilleur comportement face aux déchets). Une campagne harmonisée de nettoyage des plages organisée à l’échelle du bassin devrait être organisée sur la base d’un protocole scientifique qui permettra la collecte d’informations scientifiques pertinentes.

Liste de références

Références incluses dans le rapport PNUE/PAM (2015). Évaluation des déchets marins en Méditerranée 2015 PNUE/Plan d'action pour la Méditerranée. ISBN : 978-92-807-3564-2.

- Arcadis (2014) Marine litter study to support the establishment of an initial headline reduction target- SFRA0025? European commission / DG ENV, project number BE0113.000668, 127 pages.
- Galgani, F., Hanke, G., Werner, S., De Vrees, L. (2013). Marine litter within the European marine strategy framework directive. ICES J. Mar. Sci. 70 (6): 1055-1064.
- Interwies E., Görlitz S., Stöfen A., Cools J., Van Breusegem W., Werner S., L. de Vrees (2013) Issue Paper to the "International Conference on Prevention and Management of Marine Litter in European Seas", Final Version, 16th May 2013 (<http://www.marine-litter-conference-berlin.info/downloads.php>), 111 pages.
- JRC (2013). Guidance on Monitoring of Marine Litter in European Seas.
- Martinez-Ribes L., Basterretxea G., Palmer M., J.Tintore (2007). Origin and abundance of beach debris in the Balearic Islands. Sci. Mar. 71: 305-314.
- Ocean conservancy /International Coastal Cleanup (ICC, 2014), (<http://www.oceanconservancy.org/>)
- Oko institut (G.Mehlhart & M. Blepp, 2012) Study on Land sourced Litter in the Marine Environment. Review of sources and literature Olko Institut report <http://www.kunststoffverpackungen.de/show.php?ID=5262>), 128 pages
- UNEP (2009), Marine Litter A Global Challenge, Nairobi: UNEP. 232 pp.
- UNEP (2011) Assessment of the status of marine Litter in the Mediterranean Sea. UNEP(DEPI)/MED WG.357/Inf.4 12 April 2011, 55 pages
- UNEP (2013) Regional Plan on Marine litter Management in the Mediterranean in the Framework of Article 15 of the Land Based Sources Protocol (Decision IG.21/7). 18th Meeting of the Contracting Parties of the Barcelona Convention.

Autres références

Brouwer R., Hadzhiyska D., Ioakeimidis C., Ouderdorp H. (2017). The social costs for marine litter along the European coasts. Ocean & Coastal Management 138: 38-49.

Ghermandi, A., Nunes, P.A.L.D. (2013). A global map of coastal recreation values: results from a spatially explicit meta-analysis. Ecol. Econ. 86: 1-15.

González, D., Hanke, G., Tweehuysen, G., Bellert, B., Holzhauer, M., Palatinus, A., Hohenblum, P., and Oosterbaan, L. 2016. Riverine Litter Monitoring - Options and Recommendations. MSFD GES TG Marine Litter Thematic Report; JRC Technical Report; EUR 28307; doi:10.2788/461233

JRC, 2016. Marine beach litter in Europe – Top Items. A short summary. JRC Technical Reports, JRC 103929.

Ryan P.G., Moore C.J., van Franeker J.A., Moloney C.L. (2009). Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. Phil. Trans. R. Soc. B 364, 1999–2012 ([doi:10.1098/rstb.2008.0207](https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0207)).

Veiga, J.M., Fleet, D., Kinsey, S., Nilsson, P., Vlachogianni, T., Werner, S., Galgani, F., Thompson, R.C., Dagevos, J., Gago, J., Sobral, P. and Cronin, R.; 2016; Identifying Sources of Marine Litter. MSFD GES TG Marine Litter Thematic Report; JRC Technical Report; EUR 28309; doi:10.2788/018068

Vlachogianni, Th., Zeri, Ch., Ronchi, F., Fortibuoni, T., Anastasopoulou, A., 2017. Marine Litter Assessment in the Adriatic and Ionian Seas. IPA-Adriatic DeFishGear Project, MIO-ECSDE, HCMR and ISPRA. pp. 180 (ISBN: 978-960-6793-25-7)

Objectif écologique 10 (OE10) : Déchets marins

OE10 : Indicateur commun 23 : Tendances des quantités de déchets dans la colonne d'eau, y compris les microplastiques, et sur les fonds marins

GÉNÉRAL

Rapporteur :	PNUE/PAM/MED POL
Échelle géographique de l'évaluation :	Mer Méditerranée
Pays contributeurs :	Évaluation de la Méditerranéenne fondée sur des enquêtes régionales et nationales existantes, sur des recherches et des publications et, le cas échéant, sur des données issues des programmes nationaux de surveillance des Parties contractantes.
Thème central de la Stratégie à moyen terme (SMT) :	1-Pollution terrestre et marine
Objectif écologique	Objectif écologique 10 (OE10) : Les déchets marins et côtiers n'ont pas d'impact négatif sur l'environnement côtier et marin
Indicateur commun de l'IMAP	Indicateur commun 23 (IC23) : Tendances des quantités de déchets dans la colonne d'eau, y compris les microplastiques, et sur les fonds marins
Code de la fiche d'évaluation de l'indicateur	EO10CI23

PRINCIPE DE BASE/MÉTHODES

Contexte (résumé)

Le milieu marin est directement lié à la vie humaine. De nos jours, les déchets marins sont répandus dans l'environnement, depuis les eaux peu profondes jusqu'aux profondes plaines abyssales, ce qui constitue l'une des principales menaces pour le milieu marin.

La mer Méditerranée a été décrite comme l'une des zones les plus touchées par les déchets marins dans le monde. Les activités humaines produisent des quantités considérables de déchets qui sont en augmentation, même si elles varient d'un pays à l'autre. Par ailleurs, certaines des plus grandes quantités de déchets solides municipaux produits par an et par personne sont générées en mer Méditerranée (208-760 kg/an, <http://www.atlas.d-waste.com/>). Le plastique, qui est le principal composant des déchets marins, est à présent omniprésent et peut représenter jusqu'à 90 % des déchets sur les fonds marins.

Les enquêtes menées à ce jour dans la Méditerranée montrent une variabilité spatiale considérable. Les taux d'accumulation des déchets varient considérablement en Méditerranée et sont soumis à des facteurs tels que la présence de grandes villes, l'utilisation du rivage, l'hydrographie et les activités maritimes. Les déchets marins sont encore plus abondants dans les zones fermées, qui ont des densités de déchets marins reposant sur le fond marin parmi les plus élevées au monde, atteignant parfois plus de 100 000 éléments/km² (Galgani et al., 2000). En outre, les densités estimées d'éléments en plastique trouvés à la surface de la mer Méditerranée semblent être du même ordre que celles du

plastique dans les cinq gyres subtropicaux. À ce jour, le sort de ces déchets est toujours discutable et l'identification des zones d'accumulation permanente des déchets représente un défi majeur.

Les densités de plastique sur les fonds marins profonds n'ont pas évolué au fil des ans (1994 - 2009) dans le golfe du Lion, mais inversement l'abondance de déchets marins en eaux profondes a augmenté au fil des ans en Méditerranée centrale (Koutsodendris et al., 2008, Ioakeimidis et al., 2014).

Contexte (en détail)

La quantité totale de déchets dans les océans a été évaluée à un nombre situé entre 4,8 et 12,7 millions de tonnes, uniquement pour le plastique (Jambeck et al., 2015). En outre, le fond de la mer profonde est probablement le dernier puits mondial pour les déchets marins principalement composés de plastique.

La mer Méditerranée a été décrite comme l'une des zones les plus touchées par les déchets marins dans le monde. La répartition géographique des déchets marins et du plastique en particulier est fortement influencée par l'hydrodynamique, la géomorphologie et les facteurs humains. La géomorphologie méditerranéenne est très particulière sans vastes plateaux et avec des environnements de haute mer qui peuvent être influencés par la présence de canyons côtiers. Le plateau continental est une zone d'accumulation prouvée, mais il regroupe souvent de plus petites concentrations de déchets marins que les canyons, les déchets étant transportés au large par les courants associés à des vents de terre et des panaches fluviaux.

La plupart des déchets sont composés de matériaux à haute densité et par conséquent ils coulent. Même les polymères synthétiques à faible densité tels que le polyéthylène et le polypropylène peuvent couler sous le poids d'encrassement ou d'additifs. L'encrassement des déchets par une grande variété de bactéries, d'algues, d'animaux et de sédiments accumulés à grain fin, augmente leur poids et les entraîne vers le fond marin. En Méditerranée, le plastique qui est la principale composante des déchets marins est omniprésent dans le milieu marin et peut représenter jusqu'à 90% des déchets marins enregistrés. Les activités humaines produisent des quantités considérables de déchets qui sont en augmentation, même si elles varient d'un pays à l'autre. Certaines des plus grandes quantités de déchets solides municipaux produits par an et par personne sont générées en mer Méditerranée (208-760 kg/an, <http://www.atlas.d-waste.com/>).

Les grandes réussites en matière de politiques ont été élargies à l'échelle régionale en Méditerranée. Le PNUE/Plan d'action pour la Méditerranée a adopté le Cadre stratégique pour la gestion des déchets marins en 2012 (Décision IG.20/10 - 17^{ème} Réunion des Parties contractantes de la Convention de Barcelone). Par la suite, le Plan régional de gestion des déchets marins en Méditerranée dans le cadre de l'article 15 du Protocole sur les sources terrestres a été adopté en 2013 (Décision IG.21/7 – 18^{ème} Réunion des Parties contractantes de la Convention de Barcelone) ainsi qu'une décision (IG.22/10) en 2016 visant à soutenir la mise en œuvre du Plan régional sur les déchets marins, y compris les Lignes directrices « Pêche aux déchets », un rapport d'évaluation, les valeurs de référence et les objectifs de réduction (19^{ème} Réunion des Parties contractantes de la Convention de Barcelone). En plus du Programme intégré de surveillance et d'évaluation de la côte de la mer Méditerranée et des critères d'évaluation connexes adoptés en 2016 (Décision IG.22/7 – 19^{ème} Réunion des Parties contractantes de la Convention de Barcelone), deux indicateurs communs et un indicateur candidat sur les déchets marins ainsi qu'un document d'orientation intégrée de surveillance et d'évaluation ont été adoptés (PNUE(DEPI)/MED IG.22/Inf7 – 19^{ème} Réunion des Parties contractantes de la Convention de Barcelone).

Les déchets flottants comprennent la fraction mobile de déchets dans le milieu marin, car ils sont moins denses que l'eau de mer. Cependant, la flottabilité et la densité des matières plastiques peuvent changer pendant leur séjour dans la mer en raison de l'altération et de l'encrassement biologique (Barnes et al., 2009). Les polymères sont les composants principaux des déchets marins flottants, pouvant atteindre jusqu'à 100 % de ces déchets. Bien que les polymères synthétiques soient résistants

aux processus de dégradation biologique ou chimique, ils peuvent se dégrader physiquement en plus petits fragments et donc se transformer en microdéchets de moins de 5 mm.

La mer Méditerranée est souvent désignée comme l'un des endroits présentant la plus forte concentration de déchets au monde. Pour les déchets flottants, on trouve des niveaux très élevés de pollution due au plastique, mais les densités sont généralement comparables à celles rapportées dans de nombreuses régions côtières du monde (PNUE/PAM, 2015). Un modèle de circulation de 30 ans utilisant divers scénarios d'entrée a montré que les déchets flottants s'accumulent dans des tourbillons océaniques et dans les mers fermées, comme la Méditerranée, où 7 à 8 % de l'ensemble des débris sont susceptibles de s'accumuler (Lebreton et al., 2012).

Plusieurs études ont été menées sur l'abondance des déchets marins en Méditerranée. L'abondance de fragments microplastiques flottants a été étudiée en Méditerranée par Kornilios et al., 1998 ; Collignon et al., 2012 ; Fossi et al., 2012 ; Collignon et al., 2014 ; De Lucia et al., 2014 ; Pedrotti et al., 2014 ; Cozar et al., 2015 ; Panti et al., 2015 ; Fossi et al., 2016 ; Ruiz-Orejón 2016 et Suaria et al., 2016. Peu d'études ont été publiées sur l'abondance de macro et de méga-déchets flottants dans les eaux méditerranéennes (Aliani et al., 2003 ; PNUE, 2009 ; Topigu et al., 2010 ; Gerigny et al., 2011 ; Suaria et Aliani, 2015). Des informations sont également disponibles sur l'abondance de déchets sur le fond de la Méditerranée (Galil et al., 1995 ; Galgani et al., 1996, 2000 ; Ioakeimidis et al., 2014 ; Pham et al., 2014 ; Ramirez-Llodra et al., 2013).

Les déchets flottants peuvent être transportés par les courants jusqu'à ce qu'ils coulent, soient déposés sur le rivage ou se dégradent au fil du temps. Les déchets qui atteignent les fonds marins peuvent avoir déjà été transportés sur une longue distance, ne coulant que lorsqu'ils sont lestés par l'emmêlement et l'encrassement. Il en résulte une accumulation de déchets sur des fonds marins spécifiques en écho à des sources locales et à des conditions océanographiques (Galgeri et al., 2000 ; Keller et al., 2010 ; Watters et al., 2010 ; Ramirez-Llodra et al., 2013 ; Pham et al., 2013). De plus, les déchets sur les fonds marins tendent à être piégés dans des zones de faible circulation. Une fois sur le fond marin, les déchets s'y posent et peuvent même être partiellement enfouis dans des zones à taux de sédimentation très élevé (Ye et Andrady, 1991).

Des données sur les déchets sur les fonds marins sont disponibles grâce à plusieurs études consacrées à l'abondance des déchets sur les fonds de la Méditerranée (Galil et al., 1995 ; Galgani et al., 1996, 2000 ; Ioakeimidis et al., 2014 ; Pham et al., 2014 ; Ramirez-Llodra et al., 2013,), mais l'information est encore fragmentée et géographiquement limitée à la partie nord de la Méditerranée. Les déchets qui atteignent les fonds marins peuvent avoir déjà été transportés sur une longue distance, ne coulant que lorsqu'ils sont lestés par l'emmêlement et l'encrassement. Il en résulte une accumulation de déchets sur des fonds marins spécifiques en écho à des sources locales et à des conditions océanographiques (Galgeri et al., 2000 ; Keller et al., 2010 ; Watters et al., 2010 ; Ramirez-Llodra et al., 2013 ; Pham et al., 2013). De plus, les déchets sur les fonds marins tendent à être piégés dans des zones de faible circulation comme les golfes fermés ou semi-fermés. Une fois sur le fond marin, les déchets s'y posent et peuvent même être partiellement enfouis dans des zones à taux de sédimentation très élevé (Ye et Andrady, 1991).

On croyait que les déchets marins et le plastique en particulier restaient dans le milieu marin pendant des décennies voire des siècles avant de refaire surface (Gregory et Andrady, 2003), vraisemblablement bien plus longtemps lorsqu'ils sont en mer profonde (Barnes, 2009). Des études récentes (Ioakeimidis et al., 2016) ont cependant révélé que la dégradation du plastique dans le milieu marin peut se produire beaucoup plus rapidement que prévu. Les études menées à ce jour montrent une grande variabilité spatiale de l'abondance des déchets marins. Les taux d'accumulation des déchets varient considérablement en Méditerranée et sont soumis à des facteurs tels que la présence de grandes villes, l'utilisation du rivage, l'hydrographie et les activités maritimes. Ils sont plus élevés dans les mers fermées comme le bassin méditerranéen, qui compte parmi les zones ayant les plus fortes densités de déchets marins sur le fond de la mer, atteignant parfois plus de 100 000 élément/km² (Galgani et al., 2000). Les densités de plastique sur les fonds marins profonds n'ont pas évolué entre 1994 et 2009 dans le golfe du Lion (Galgani et al., 2011). Inversement, on a observé une augmentation

de l'abondance de débris dans les eaux profondes au fil des ans (Koutsodendris et al., 2008 ; Ioakeimidis et al., 2014).

En Méditerranée, les rapports émanant de la Grèce (Koutsodendris et al., 2008 ; Ioakeimidis et al., 2014) classent les sources terrestres (jusqu'à 69 % des déchets) et les sources liées à des navires (jusqu'à 26 %) comme les deux sources prédominantes de déchets. En outre, les déchets présentent une flottabilité variable et par conséquent un potentiel de dispersion variable.

Méthodes d'évaluation

L'évaluation actuelle s'est basée sur des évaluations, des publications et des rapports clés récents par le PNUE/PAM, ainsi que sur d'autres projets et initiatives. Le rapport du PNUE/PAM (2015) sur l'Évaluation des déchets marins en Méditerranée a servi de source principale pour cette fiche d'information sur les indicateurs.

Pour le moment, il n'y a pas de rapports du PNUE/PAM sur les déchets marins flottants et sur ceux sur les fonds marins et l'évaluation est basée sur les données et les informations fournies par des rapports et des publications scientifiques.

Plusieurs approches, protocoles et unités (éléments/km, éléments/km², kg/km², kg/h) ont été utilisés. Cependant, l'expression de l'abondance de déchets marins à la surface de la mer ou sur les fonds marins en éléments par surface est (m², km², ha²) couplée à des informations sur le poids semble être l'approche la plus appropriée. De nos jours, l'harmonisation de toutes les méthodologies d'échantillonnage figure parmi les principales priorités de l'agenda des déchets marins.

A. Déchets marins flottants

L'évaluation visuelle des particules flottantes de macrodéchets utilise des navires de recherche, des enquêtes sur des mammifères marins, des transporteurs maritimes commerciaux et des observations dédiées aux déchets (PNUE/PAM 2015). On a également utilisé des relevés aériens pour les éléments plus grands. Pour les particules flottantes de microdéchets, le système de filet chalut Manta-vert à l'échantillonnage des couches superficielles des mers. Le filet qu'il tire est en maille mince (normalement avec un maillage de 333 µm) et le chalut entier est remorqué par un navire. Ensuite, des travaux en laboratoire sont nécessaires pour analyser les échantillons collectés.

B. Déchets sur les fonds marins

La plupart des données et des informations sur les déchets sur les fonds marins proviennent de stratégies générales de recherches sur les déchets sur les fonds marins qui sont souvent analogues à celles utilisées pour évaluer l'abondance et le type d'espèces benthiques. Plusieurs approches sont appliquées pour évaluer l'abondance et la répartition des déchets sur les fonds marins : i) enquêtes visuelles par plongée sous-marine en eaux peu profondes ; ii) échantillonnage opportuniste à l'aide de chaluts-loutrés ; et iii) outils d'observation (véhicules télé opérés - ROV, etc.).

Les approches les plus courantes pour évaluer les répartitions de déchets sur les fonds marins s'appuient sur un échantillonnage opportuniste. Ce type d'échantillonnage est habituellement couplé à des relevés réguliers de pêche et à des programmes sur la biodiversité, puisque les méthodes de détermination de la répartition de déchets sur les fonds marins (par ex. chalutage, plongée, vidéo) sont analogues à celles utilisées pour les évaluations benthiques et de biodiversité.

Les programmes de surveillance des stocks de poissons démersaux entrepris dans le cadre du Suivi international au chalut de fond en Méditerranée (MEDITS) fonctionnent à grande échelle régionale et fournissent des données au moyen d'un protocole harmonisé qui peut soutenir de façon cohérente la surveillance des déchets à l'échelle régionale de manière régulière et conformément aux exigences de l'Approche écosystémique (EcAp).

L'utilisation d'outils d'observation, à savoir des véhicules télé opérés (ROV) et des véhicules sous-marins peut s'avérer être une approche possible pour les milieux marins profonds. (Galgani et al. 1996; Pham et al., 2014). Ces méthodes nécessitent malheureusement des moyens considérables, mais elles sont d'une grande utilité pour les zones inaccessibles par d'autres moyens. L'utilisation d'outils d'observation a permis aux scientifiques d'évaluer les déchets marins bien au-delà des zones de pêche couramment utilisées (fonds sablonneux) et du plateau continental et d'étendre l'évaluation des déchets marins dans les milieux bathyaux et abyssaux, atteignant des profondeurs pouvant aller jusqu'à 4 km.

RÉSULTATS

Résultats et état, y compris les tendances (résumé)

A. Déchets marins flottants

L'abondance des macro et des méga débris flottants dans les eaux méditerranéennes a été signalée et les densités de déchets mesurant plus de 2 cm varient de 0 à plus de 600 éléments par kilomètre carré (Aliani et al., 2003 ; PNUE, 2009 ; Topcu et al., 2010, Gerigny et al., 2011 ; Suaria and Aliani, 2015) (Figures 1 et 2). Le plastique est prédominant parmi les micro- et les macro-déchets marins flottants.

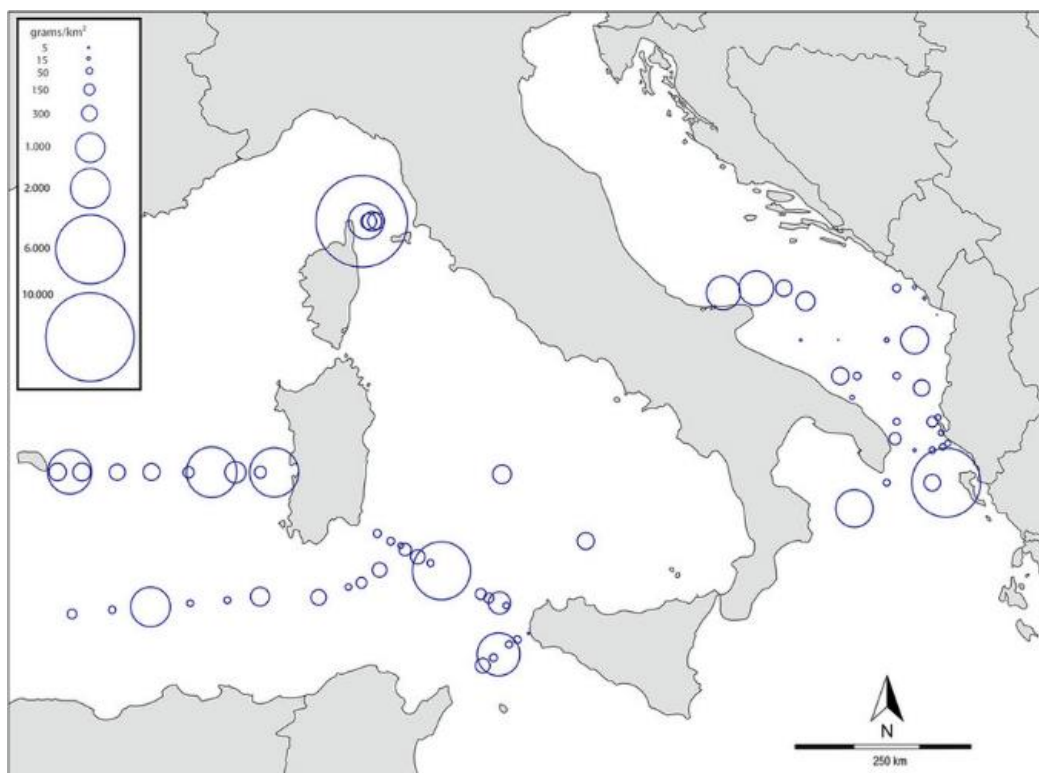


Figure 1 : Carte du centre-ouest de la Méditerranée montrant la répartition des densités de plastique exprimée en grammes de plastique par km² (d'après Suaria et al., 2016).

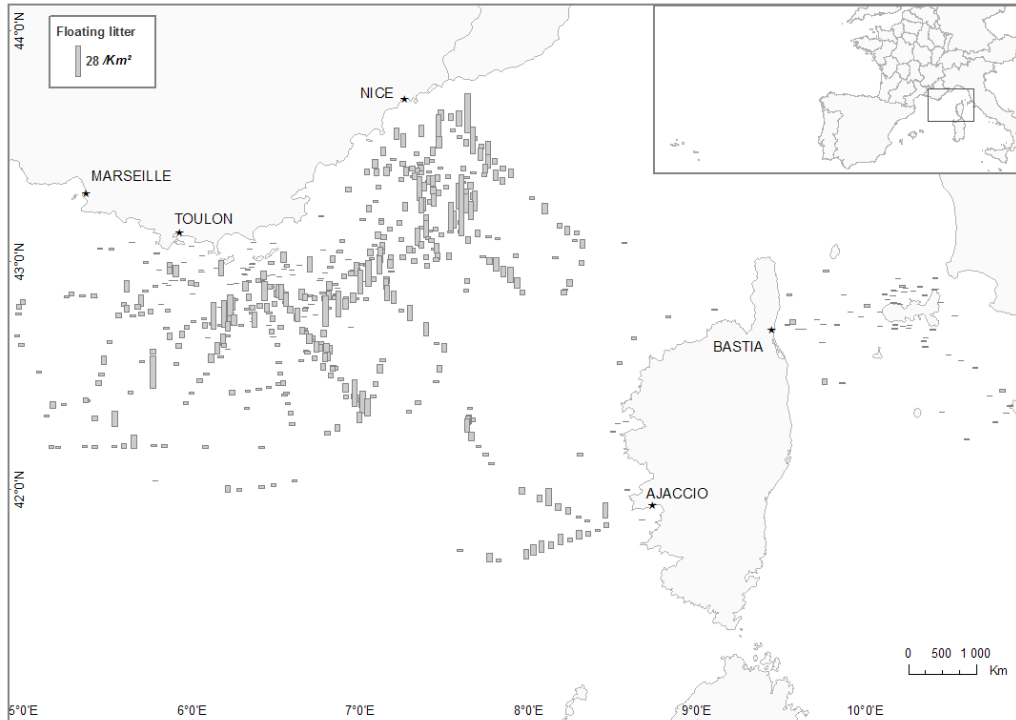


Figure 2 : Répartition des déchets flottants en Méditerranée nord-occidentale (2006-2008) (observations visuelles). Carte EXREMER / SHOM utilisant des données du projet Ecocean/ParticipeFutur pour l'évaluation initiale de la MSFD (Gerigny et al., 2011).

B. Déchets sur les fonds marins

Le rapport 2015 du PNUE/PAM sur l'Évaluation des déchets marins indique qu'environ 0,5 milliard de déchets se trouvent actuellement sur le fond de la Méditerranée. De plus, il existe une grande variabilité de l'abondance des déchets sur le fond marin allant de 0 à plus de 7 700 éléments par km² selon la zone d'étude. Le plastique est la principale composante des déchets marins. Il est répandu sur le plateau continental méditerranéen et représente entre 80 % et 90 % des déchets marins enregistrés.

Nous n'avons pas encore d'image claire sur l'abondance (nombre et masse) des déchets marins sur le fond méditerranéen, depuis les eaux peu profondes jusqu'à la profonde plaine abyssale (Figure 3). L'information est limitée et fragmentée car il n'existe que quelques études sur les déchets marins sur le fond méditerranéen. En outre, la répartition géographique des déchets marins est fortement influencée par l'hydrodynamique, la géomorphologie et les facteurs humains. De plus, la plupart de ces études sont géographiquement limitées à la partie nord de la Méditerranée.

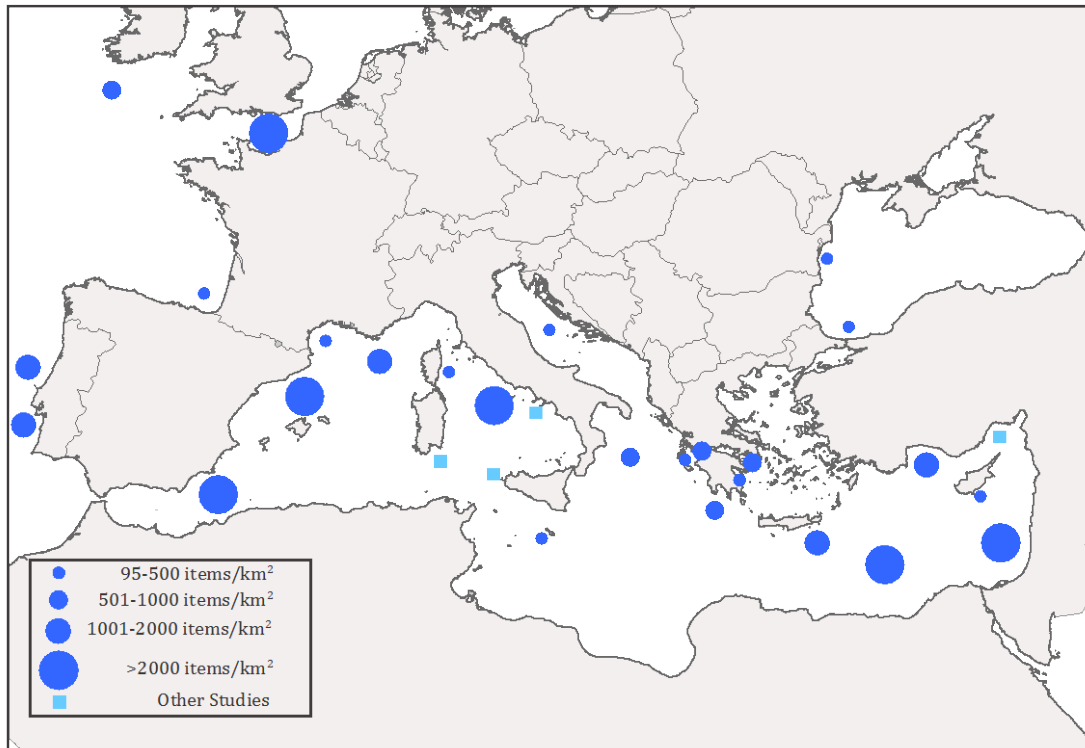


Figure 3 : Répartition des déchets marins sur le fond de la Méditerranée et d'autres mers européennes (Ioakeimdis, 2015).

La plupart des études utilisent des méthodes traditionnelles d'évaluation des stocks de poissons, à savoir les chalutiers, mais récemment de nouvelles techniques coûteuses et plus sophistiquées ont également été utilisées. Par ailleurs, on en sait peu sur l'existence et l'importance des zones d'accumulation correspondantes en Méditerranée.

Résultats et état, y compris les tendances (détaillé)

A. Déchets marins flottants

L'abondance des macro et des méga débris flottants dans les eaux méditerranéennes a été signalée et les densités de déchets mesurant plus de 2 cm varient de 0 à plus de 600 éléments par kilomètre carré (Aliani et al., 2003 ; PNUE, 2009 ; Topcu et al., 2010 ; Gerigny et al., 2011 ; Suaria and Aliani, 2015).

En mer des Ligures, des données ont été collectées par observation visuelle à partir de navires en 1997 et 2000. En 1997, une densité de 15 à 25 éléments/km² a été observée, baissant à 1,5 à 3 éléments/km² en 2000 (Aliani et al., 2003). Au cours de l'évaluation régionale menée par le projet IPA-Adriatic DeFishGear (Vlachogianni et al., 2017), la densité moyenne de macro-déchets flottants dans les eaux côtières de l'Adriatique était de 332 ± 749 éléments/km² et dans les eaux Adriatique-ioniennes 4 ± 3 éléments/km². Dans les eaux de l'Adriatique, les abondances moyennes les plus élevées ont été enregistrées dans les eaux côtières de Hvar Aquatorium (côte croate) (576 ± 650 éléments/km², 393 éléments/km² en moyenne), suivi du golfe de Venise (475 ± 1203 éléments/km², 154 éléments/km² en moyenne) et les régions de Cesenatico (324 ± 492 éléments/km², 210 éléments/km² en moyenne). De plus, au cours des enquêtes réalisées par des observateurs sur des ferries dans les mêmes zones, les macro-déchets flottants étaient deux fois plus plus abondants dans l'Adriatique ($5,03 \pm 3,86$ éléments/km²) par rapport à la mer Ionienne ($2,94 \pm 2,54$ éléments/km²). Les éléments en plastique étaient les plus nombreux (côte : 91,4 % ; Adriatique-ionienne : 91,6 %) de l'ensemble des éléments), suivis du papier (Côte 7,5 % ; Adriatique-ionienne : 5,1 %) et des éléments en bois (Côte : 2,1 % ;

Adriatique-ionienne : 1,4 %) Les catégories les plus abondantes étaient les sacs (Côte : 26,5 % ; Adriatique-ionienne : 20,4 %), pièces en plastique (Côte : 20,3 % ; Adriatique-ionienne : 21,5%), feuilles (Côte : 13,3 % ; Adriatique-ionienne : 12,5 %), boîtes de conserves de poisson en polystyrène (Côte : 11,4 % ; Adriatique-ionienne : 12,5 %), couvercles/emballages (Côte : 8,1%) autres éléments en plastique (Côte : 6,0 % ; Adriatique-ionienne : 2,9 %), pièces en polystyrène (Côte : 3,9 % ; Adriatique-ionienne : 3,6 %), et bouteilles (Côte : 1,3 % ; Adriatique-ionienne : 7,7%)

Les déchets flottants ont également été quantifiés pendant des croisières d'observation des mammifères marins dans le bassin nord-ouest de la Méditerranée, dans une zone au large de 100 km x 200 km entre Marseille et Nice et dans le canal de Corse. On a noté une densité maximale de 55 éléments/km², avec une variabilité spatiale nettement perceptible liée à la circulation résiduelle et à une veine de courant liguro-provençal qui entraîne les déchets vers l'Ouest (Gerigny et al., 2012 et Figure 4).

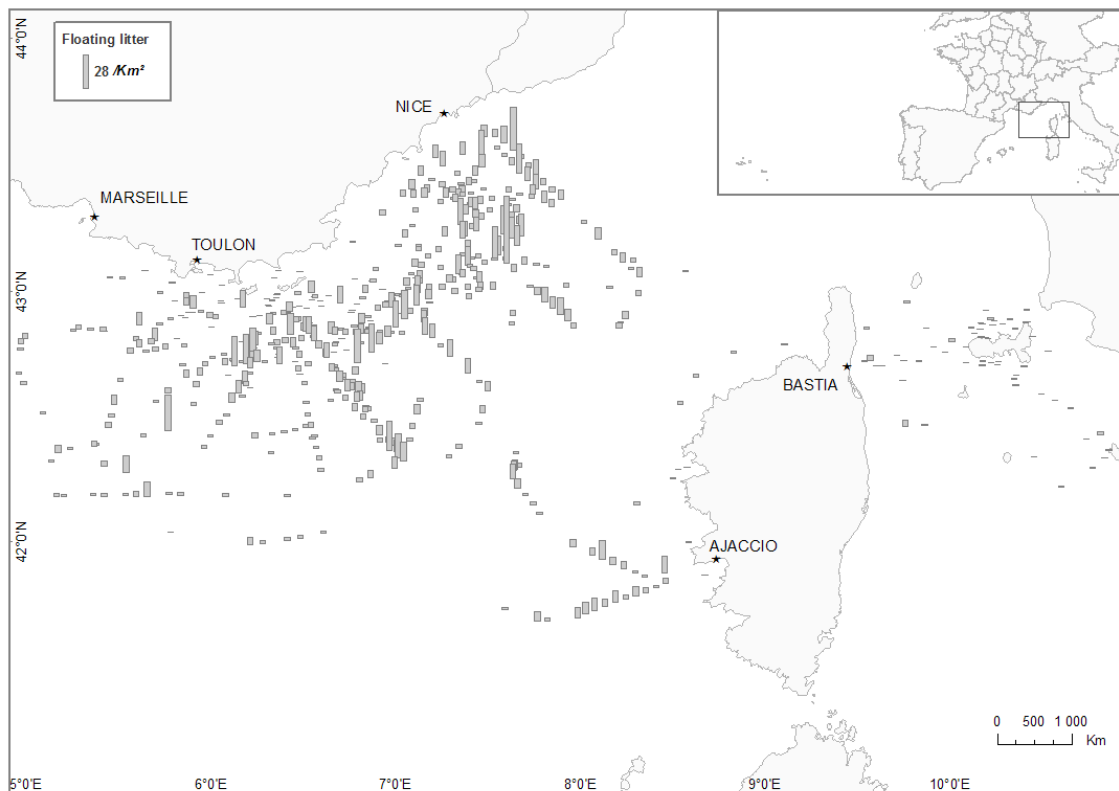


Figure 4 : Répartition des déchets flottants en Méditerranée nord-occidentale (2006-2008) (observations visuelles). Carte EXREMÉR / SHOM utilisant des données du projet Ecocean/ParticipeFutur pour l'évaluation initiale de la MSFD (Gerigny et al., 2011).

Une enquête subséquente réalisée en Méditerranée orientale (Topcu et al., 2010) a signalé des densités de moins de 2,5 déchets/km². Plus récemment, les résultats de Suaria et Aliani (2014) étaient consacrés à la première enquête à grande échelle sur les déchets anthropiques (> 2 cm) dans la partie centrale et occidentale de la mer Méditerranée (Figure 5). Sur toute la zone d'étude, les densités variaient de 0 à 194,6 éléments/km², avec une abondance moyenne de 24,9 km². Les densités de débris les plus élevées (> 52 items/km²) ont été relevés dans l'Adriatique et dans le bassin algérien, alors que les densités les plus faibles (<6.3 items/km²) ont été observées dans la mer Tyrrhénienne centrale et dans la mer de Sicile. Toutes les autres régions présentaient des densités moyennes allant de 10,9 à 30,7 éléments/km².

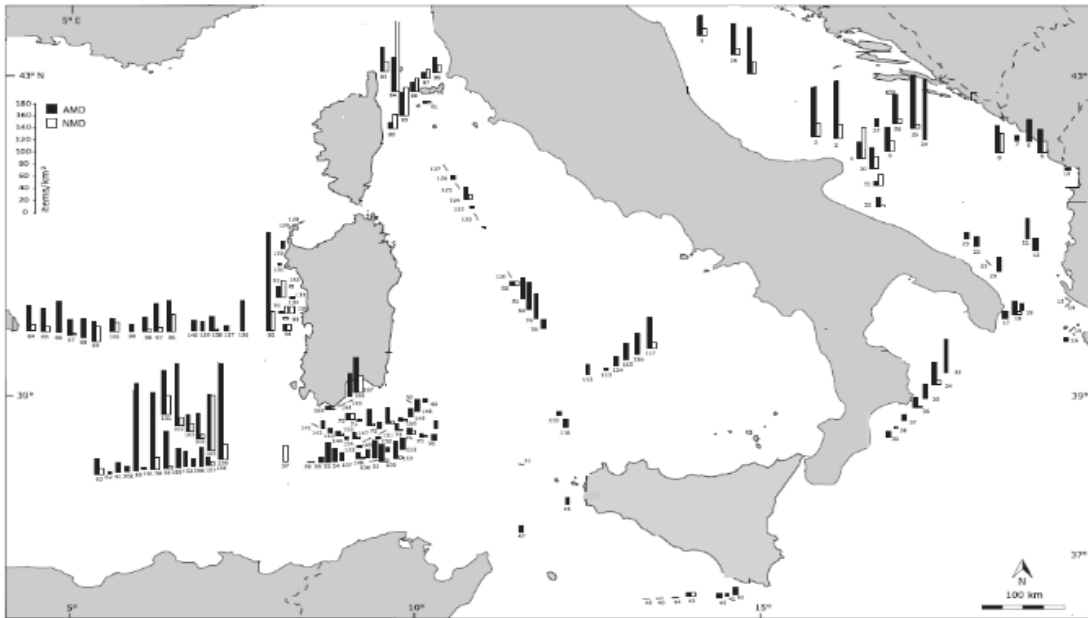


Figure 5 : Densité de déchets marins (éléments/km²) anthropiques (barres noires) et naturels (barres blanches) dans les bassins ioniques de ouest, adriatique et nord de la Méditerranée (De Suaria et Aliani, 2014)

Suaria et al. (2016) avec la présentation des résultats (Figure 6) sur la répartition de fragments la densité du plastique dans la Méditerranée centrale fournissent également un tableau de comparaison détaillé (Tableau 1) sur les concentrations de microplastiques flottants sur la base des études disponibles réalisées en Méditerranée.

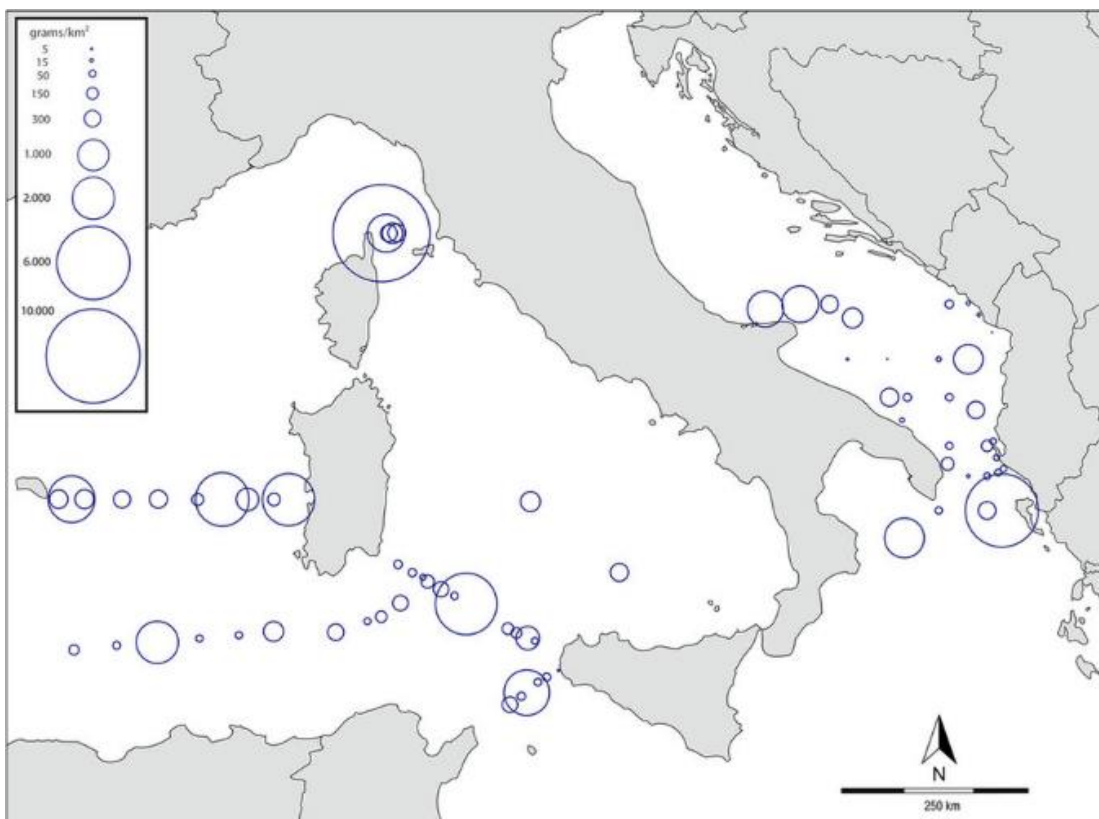


Figure 6 : Carte du centre-ouest de la Méditerranée montrant la répartition des densités de plastique exprimée en grammes de plastique par km² (d'après Suaria et al., 2016).

Tableau 1 : Concentrations de microplastiques flottants en Méditerranée.

Zone d'étude	Année	Maillage net	Échantillons	Abondance moyenne	Référence
Mer crétoise	1997	500 µm	25	119 ± 250 g/km ²	Kornilios et al., 1998
Med. Nord occ.	2010	333 µm	40	0,116 élément/m ² 2020 g/km ²	Collignon et al., 2012
Mer des Ligures/ Mer de Sardaigne	2011	200 µm	23	0,31 ± 1,0 élément/m ²	Fossi et al., 2012
Baie de Calvi (Corse)	2011-2012	200 µm	38	0,062 élément/m ²	Collignon et al., 2014
Med. occ.	2011-2012	333 µm	41	0,135 élément/m ² 187 g/km ²	Faure et al., 2015
Sardaigne occ.	2012-2013	500 µm	30	0,15 élément/m ³	de Lucia et al., 2014
Mer des Ligures	2013	333 µm	35	0,103 élément/m ²	Pedrotti et al., 2014
Sardaigne nord occ.	2012-2013	200 µm	27	0,17 ± 0,32 élément/m ³	Panti et al, 2015
Mer des Ligures	2011-2013	200 µm	70	0,31 ± 1,17 élément/m ³	Fossi et al., 2016
Méd.	2013	200 µm	39	0,243 élément/m ² 423 g/km ²	Cózar et al., 2015
Centre-ouest de la Méd.	2011-2013	333 µm	71	0,147 élément/m ² 579,3 g/km ²	Ruiz-Orejón et al., 2016
Méd occ./ Adriatique	2013	200 µm	74	0,40 ± 0,74 élément/m ² 1,00 ± 1,84 élément/m ³ 671,91 ± 1 544,16 g/km ²	Suaria et al., 2016

Des données peuvent également être obtenues auprès d'ONG. HELMEPA, une organisation grecque d'acteurs maritimes, a invité ses membres qui gèrent des navires se déplaçant ou transitant par la Méditerranée à mettre en œuvre un programme de surveillance et d'enregistrement des déchets flottant à la surface de la mer. Entre février et avril 2008, ce sont 14 rapports contenant des informations sur les observations de déchets dans divers secteurs de la Méditerranée qui ont été reçus par les navires membres d'HELMEPA. Au total, les observations réalisées sur un total de 1 051,8 miles nautiques (1 947,93 km) en Méditerranée ont permis de relever 500,8 kg de déchets marins.

La distance totale parcourue pour l'observation de déchets marins par les navires membres d'HELMEPA (1 051,8 miles nautiques, soit 1 947,93 kilomètres) correspond à une surface d'observation d'environ 172,8 km². La largeur de la bande d'observation dépendait des conditions météorologiques, de l'état de la mer, de la position de l'observateur, de l'utilisation de jumelles, du franc-bord et du volume des déchets marins, etc. ; elle variait généralement de 22 à 150 mètres. Les observations ont été effectuées principalement en Méditerranée orientale (mer Egée, mer de Libye et bassin levantin), en mer d'Alboran entre l'Espagne et le Maroc et en mer Adriatique. En tout, 366 déchets marins ont été recensés, ce qui correspond à une concentration d'un élément par 3 miles nautiques (5,55 km) ou 2,1 éléments par km². La concentration de déchets marins variait de 0,08 à 71 éléments/mile nautique, des concentrations relativement plus élevées de déchets marins ont été observées le long des routes à proximité des zones côtières, alors que dans certains cas de longues observations (plus de 120 miles nautiques, soit 222,24 km) on n'observait aucun déchet marin. Les déchets en plastique représentaient environ 83,0 % des déchets marins observés, tandis que toutes les autres grandes catégories représentaient environ 17 %, comme le montre le graphique ci-dessous. En

extrapolant le poids, on estimait la quantité moyenne de déchets marins à 230,8 kg/km², les poids variant de 0,002 à 2,627.0 kg/km². Les éléments relativement lourds, tels que les fûts en acier, les palettes en bois et les caisses observés à la surface de la mer, représentaient la plus grande quantité de déchets marins sur certaines routes. Rapportée à la longueur d'observation, la quantité moyenne était de 0,47 kg/mile nautique.

B. Déchets sur les fonds marins

Pas plus de 15 études (figure 7) consacrées à la Méditerranée s'intéressent à l'évaluation et à l'accumulation de déchets marins sur le fond marin à l'aide du chalut à aubes, avec la taille correspondante de trace de chalut allant de 10 mm à 15 000 mm. Jusqu'à présent, dans la Méditerranée occidentale, le golfe du Lion (1993-94 : 633 à 1 935 éléments/km² ; 1996 : 3 900 éléments/km² ; 1996-97 : 143 éléments/km²), la côte catalane (2009 : 7 003±6 010 éléments/km² ; 2007-2010 : entre 0,02 et 3 264,6 kg/km²) et la côte de Murcie (4 424 ± 3 743 éléments/km²) ont été étudiés (Galgani et al., 1995 ; Galgani et al., 1996 ; Galgani et al., 2000 ; Sanchez et al., 2013 ; Ramirez-Llodra et al., 2013). Dans la Méditerranée centrale, il existe des données sur les déchets sur le fond marin pour les zones de la mer Ionienne orientale (2 300 éléments/km²), la Corse (1993-94 : 633 à 1 935 éléments/km² ; 1998 : 229 éléments/km²), la mer Adriatique (1998 : 378 éléments/km² ; 2011-2012 : 47,9±23,4-170,6±35,8 kg/km²) mer Tyrrhénienne (2009 : 5 950 éléments/km²) (Galgani et al., 1995 ; Galgani et al., 2000 ; Sanchez et al., 2013 ; Misfud et al., 2013 ; Strafella et al., 2015). La Méditerranée orientale est la moins étudiée des trois compartiments (ouest, centre et est). Galil et al. (1995) ont évalué 200 à 8 500 éléments/km² dans plusieurs zones de la Méditerranée orientale. Tandis que des études plus ciblées ont été menées dans le golfe du Saronikos (2013-2014 : 1 211±594 éléments/km²) golfe de Patras (1997-1998 : 240 éléments/km² ; 2000-2003 : 313 éléments/km² ; 2013-2014 : 641±579 éléments/km²), golfe des Echinades (1997-1998 : 89±240 éléments/km² ; 2000-2003 : 313 éléments/km² ; 2013-2014 : 416 ± 379 éléments/km²), les golfes de Corinthe et le golfe de Lakonikos (165 éléments/km²), les baies d'Antalya (115-2 762 éléments/km²) et de Mersin (0,01-5,85 kg/h) (Galil et al., 1995, Stefanos et al., 1999 ; Koutsodendris et al., 2008 ; Guven et al., 2013, Eryasar et al., 2014).

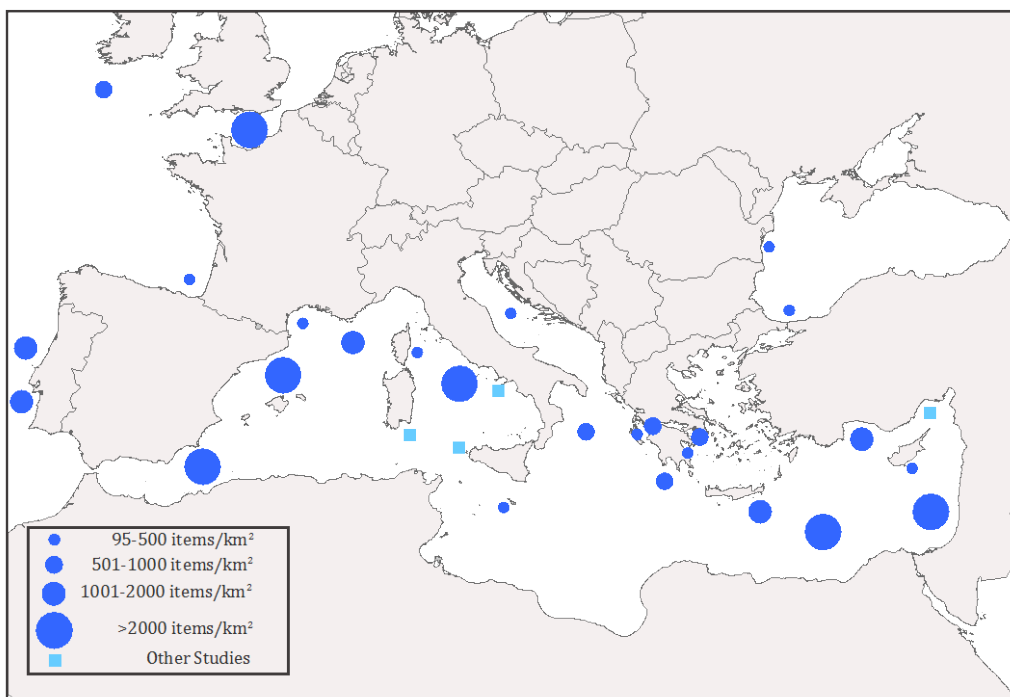


Figure 7 : Répartition des déchets marins sur le fond de la Méditerranée et d'autres mers européennes (Ioakeimdis, 2015).

Les dénombrements effectués lors de 7 enquêtes sur 295 échantillons collectés en Méditerranée et en mer Noire (2 500 000 km², worldatlas.com) relèvent une densité moyenne de 179 éléments plastiques/km² pour tous les compartiments, y compris les plateaux, les pentes, les canyons et les plaines marines profondes, ce qui est conforme aux données de chalutage sur 3 sites décrits par Pham et al., 2014. Sur la base de ces données, nous pouvons supposer qu'environ 0,5 milliard de déchets se trouvent actuellement sur le fond de la mer Méditerranée (PNUE/PAM, 2015).

Dans les mers Adriatique et dans la mer Ionienne, à l'intérieur de 121 transects (chalutages) inspectés dans le cadre du projet IPA-Adriatic DeFishGear, 510 ± 517 éléments/km² ont été enregistrés de manière agrégée à l'échelle régionale, avec un poids moyen par chalut de 65 ± 322 kg/km². Sur les 11 endroits, la plus grande densité de déchets a été trouvée au nord du Corfou (Grèce), la densité moyenne étant de 1 099 ± 589 éléments/km², suivi de la zone Sud du golfe de Venise de occidental avec 1 023 ± 616 éléments/km². Pour ce qui est du poids, la plus grande quantité de déchets a été trouvée dans la zone sud du golfe de Venise (densité moyenne 339 ± 910 kg/km²) (Vlachogianni et al., 2017).

Le plastique se retrouve en grand nombre sur le plateau continental de la Méditerranée, dépassant dans certaines régions les 80% de déchets marins (Tableau 2).

Tableau 2 : Abondance en plastique (%) reposant sur le fond marin de la Méditerranée

Zone d'étude	Plastique (%)	Référence
Golfe du Lion (France)	64-77 %	Galgani et al., 1995b ; Galgani et al., 2000
Province de Catalogne (Espagne)	60 %	Sanchez et al.
Province de Murcie (Espagne)	84 %	Sanchez et al.
Méd. centrale	87%	Sanchez et al., 2013
Corse (France)	77%	Galgani et al., 1995
Îles maltaises	47%	Misfud et al., 2013;
Centre-nord de la mer Adriatique	24-62%	Strafella et al., 2015
Méditerranée orientale (Italie, Grèce, Égypte, Chypre, Israël).	36%	Galil et al. 1995
Golfe de Patras (Grèce)	81%	Stefatos et al. 1999
Golfe des Echinades (Grèce)	56 %	Koutsodendris et al. 2008
Golfe de Patras (Grèce)	60%	Ioakeimidis et al. 2014
Golfe des Echinades (Grèce)	67%	Ioakeimidis et al. 2014
Antalya (Turquie)	81%	Guyen et al., 2013
Mersin (Turquie)	73%	Eryasar et al., 2014
Golfe du Limassol (Grèce)	59%	Ioakeimidis et al. 2014
Golfe du Saronikos (Grèce)	95%	Ioakeimidis et al. 2014
Golfe d'Argolikos (Grèce)	75%	Ioakeimidis et al., 2015

Dans une étude menée sur 67 sites en mer Adriatique à l'aide d'un chalut commercial, l'analyse des déchets marins, triés et classés dans de grandes catégories confirme que le plastique est l'élément dominant en termes de poids, suivi du métal (PNUE/MAP, 2015). La plus forte concentration de déchets a été trouvée près de la côte, probablement du fait de l'urbanisation côtière élevée, de l'afflux fluvial et de la forte navigation dans la zone. Les métaux et le verre ou la céramique ont atteint des valeurs respectives maximales de 21,9 % et de 22,4 % dans une étude menée dans 4 zones d'étude en Méditerranée orientale (Saronikos ; golfes de Patras et d'Echinades ; golfe de Limassol) (Ioakeimidis et al., 2014).

Des études très limitées en Méditerranée recherchent la présence de détritiques sur les fonds marins dans les eaux peu profondes. Une seule étude enregistre des déchets marins dans des zones d'étude sélectionnées en Grèce (Golfe de Saronikos, Crète occidentale, S. Peloponnesse, île de Santorini, Grèce

occidentale), dans des profondeurs s'étendant du rivage (0 m) à 25 m (Katsanevakis & Katsarou, 2004). Dans le golfe Saronique, on a enregistré 31 660 éléments/km² (Plastique : 47 %, métaux : 31 %), Crête occidentale 18 944 éléments/km² (Plastiques : 45 %, métaux : 28 %), S. Peloponnesse 14 025 éléments/km² (Plastique : 47 %, métaux : 33 %), île de Santorin. 9 133 éléments/m² (Plastique : 52%, métaux : 31 %).

La première évaluation des déchets marins dans les profondeurs de la mer Méditerranée a été réalisée en 1995 par Galgani et al. (1996) dans le canyon marin de Marseille-Nice (1 623 éléments/km²). De nos jours, ces données n'existent que pour la Méditerranée occidentale (nord-ouest de la Méditerranée : 1 935 éléments/km² (Méditerranée française : 3 éléments/km²) et la Méditerranée centrale (mer Tyrrhénienne : 30 000 à 120 000 éléments/km²), alors qu'aucune donnée pertinente n'existe pour la Méditerranée orientale (Galgani et al., 1996 ; Galgani et al., 2000 ; Bo et al., 2014 ; Fabri et al., 2014 ; Angiolillo et al., 2015).

La répartition et l'abondance de grands débris marins ont été étudiées sur le versant continental et la plaine bathyale du nord-ouest de la Méditerranée lors de campagnes annuelles menées entre 1994 et 2009 (Galgani et al., 2011). Divers types de déchets ont été dénombrés, en particulier des morceaux de plastique, des bouteilles en plastique ou en verre, des objets métalliques, du verre et divers matériaux, y compris des engins de pêche. Les résultats ont montré une variation géographique considérable, avec des concentrations allant de 0 à 176 déchets/ha. Dans la plupart des stations échantillonnées, les sacs en plastique représentaient un pourcentage très élevé (plus de 70%) de la quantité totale de déchets. Dans le golfe du Lion, seules de petites quantités de déchets ont été recueillies sur le plateau continental. La plupart des déchets ont été trouvés dans les canyons descendants de la pente continentale et dans la plaine bathyale, avec des quantités élevées atteignant une profondeur de plus de 500 m.

Très peu d'informations sont disponibles sur l'abondance des petites particules de plastique qui s'accumulent dans les sédiments en eaux profondes. Cependant, des particules de plastique de taille micrométrique ont été trouvées dans des sédiments en eaux profondes entre 1000 et 5000 m de profondeur (Van Cauwenberghe et al., 2013 ; Woodall et al., 2014).

CONCLUSIONS

Conclusions (synthèse)

Le plastique est la principale composante des déchets marins flottants et également de ceux qu'on retrouve sur le fond de la Méditerranée, depuis les eaux peu profondes, le plateau continental jusqu'à la profonde plaine abyssale. En ce qui concerne les déchets marins (flottants et sur le fond marin) qui s'accumulent dans le bassin méditerranéen, aucune conclusion sûre ne peut être tirée pour le moment. L'hydrodynamique et la géomorphologie favorisent probablement la circulation constante. Il convient d'encourager des études plus cohérentes et interconnectées afin d'avoir une meilleure image à l'échelle du bassin. La comparabilité des études existantes et futures semble être un point essentiel pour une évaluation intégrée à l'échelle du bassin. La mer Méditerranée est lourdement impactée par des déchets marins flottants, donnant des concentrations analogues à celles trouvées dans les 5 tourbillons subtropicaux. De plus, le fond marin semble constituer le puits mondial final pour la plupart des déchets marins avec des densités variant de 0 à plus de 7 700 éléments par km². Les canyons en eaux profondes sont particulièrement préoccupants, car ils peuvent servir de conduit pour le transport de déchets marins en haute mer. Comme dans tout autre cas de déchets marins, les activités humaines (pêche, développement urbain et tourisme) représentent la principale cause de l'abondance accrue des déchets marins dans la Méditerranée.

Conclusions (détaillées)

Des déchets marins et principalement le plastique sont présents dans le bassin méditerranéen depuis les eaux peu profondes et le plateau continental jusqu'aux plaines abyssales et dans tous les différents compartiments et bassins marins, ce qui représente un problème important pour le milieu marin. Malheureusement, jusqu'à présent, nous n'avons pas d'image claire des zones de la Méditerranée où l'accumulation de déchets marins et de matières plastiques est importante bien que plusieurs études en cours tentent de donner une image plus claire. La Méditerranée orientale est assurément la moins étudiée des trois compartiments de la mer (ouest, centre et est).

La mer Méditerranée est très particulière car il n'y a pas de zones où les déchets marins s'accumulent en permanence. En revanche, elle favorise la circulation constante des déchets. L'image est fragmentée car les informations ne sont disponibles que grâce à des études non récurrentes sont disponibles et cela ne suffit pas à tirer des conclusions sûres ni même à évaluer partiellement la situation. En outre, l'information sur les déchets marins flottants et les déchets sur les fonds marins n'est disponible que pour la partie nord de la Méditerranée. La combinaison de ces deux derniers points rend presque impossible l'évaluation des déchets marins flottants et des déchets sur les fonds marins à l'échelle régionale.

A. Déchets marins flottants

Une fois que les déchets flottants sont dans le milieu marin, les caractéristiques hydrographiques du bassin peuvent jouer un rôle important dans leur transport, leur accumulation et leur répartition. Les eaux de la surface de l'Atlantique entrent en Méditerranée par le détroit de Gibraltar et circulent dans le sens contraire aux aiguilles d'une montre dans l'ensemble du bassin algéro-provençal, formant ce qu'on appelle le courant algérien qui coule jusqu'à la Manche de la Sardaigne et conduit le plus souvent à la naissance d'une série de tourbillons anticycloniques de 50 à 100 km de diamètre qui tournent dans le milieu du bassin (PNUE/PAM, 2015). Bien qu'elles ne soient pas permanentes, ces caractéristiques à mésoéchelle pourraient agir comme des zones de rétention pour les débris flottants et permettraient d'expliquer les fortes densités de déchets observées dans le bassin central algérien, à environ 80 milles marins (148,16 km) du littoral le plus proche. Pour la mer Adriatique sud, il convient de noter qu'environ un tiers de la décharge totale moyenne annuelle des cours d'eau dans tout le bassin méditerranéen se jette dans ce bassin, en particulier la rivière Po dans le bassin nord et les rivières albanaises (UNEP, 2012).

Les densités plus élevées observées dans la mer Adriatique et le long des côtes de l'Afrique du nord-ouest sont liées à certaines des densités les plus élevées de population côtière de l'ensemble du bassin méditerranéen (PNUE/MAP 2015). Les rives de la mer Adriatique sont peuplées par plus de 3,5 millions de personnes, ce qui, avec la pêche et le tourisme, semble être la plus importante source de déchets marins flottants dans la région. En outre, des gyres cycloniques importantes existant dans la mer Adriatique centrale et méridionale (Suaria et Aliani, 2014) favorisent la rétention des déchets marins flottants dans le milieu du bassin. C'est également le cas dans la partie nord-est de la mer Égée, où les densités de déchets flottants sont plus élevées en raison des eaux circulantes et des échanges d'eaux entre la mer noire et la Méditerranée.

La population côtière représente également un aspect important pour les pays d'Afrique du Nord et, en particulier, présente les taux de croissance les plus élevés en matière de densité de populations côtières, y compris de densité touristique. La population côtière de l'Algérie, par exemple, s'est accrue de 112 % au cours des 30 dernières années et ce littoral représente actuellement l'un des plus densément peuplés de l'ensemble du bassin (PNUE, 2009). En outre, il convient de noter que dans certains pays, des installations appropriées de recyclage n'ont pas encore été pleinement mises en œuvre et le coût de l'élimination adéquate des déchets solides dépasse souvent leur capacité financière (PNUE, 2009). Suaria et Aliani (2014) ont démontré que 78 % de l'ensemble des objets aperçus étaient d'origine anthropique et 95,6 % d'entre eux étaient des dérivés pétrochimiques (c.-à-d. plastique et polystyrène). Les auteurs ont ensuite évalué à plus de 62 millions le nombre de macrodéchets flottant actuellement à la surface de l'ensemble du bassin méditerranéen.

Pour ce qui concerne les déchets anthropiques s'accumulant dans les gyres océaniques et les zones de convergence, l'existence de zones d'accumulation de déchets marins flottants est une hypothèse crédible, des recherches ayant récemment soutenu leur présence (Mansui et al., 2015). L'existence d'une ou plusieurs « parcelles de déchets méditerranéens » devrait être étudiée plus en détail car il n'existe pas de structures hydrodynamiques permanentes en Méditerranée où les contraintes locales pourraient affecter plus largement la répartition des déchets (CIESM, 2014).

B. Déchets sur les fonds marins

Le fond de la mer profonde est probablement le dernier puits mondial pour les déchets marins et il existe plusieurs zones de la Méditerranée pour lesquelles des densités de déchets marins supérieures à 1 000 éléments/km² ont été enregistrées (golfe du Lion, côte catalane, côte de Murcie, Corse, golfe Saronikos, côte d'Antalya). Cependant, les données à long terme sont rares pour la mer Méditerranée. La densité des déchets collectés sur le fond marin entre 1994 et 2014 dans le golfe du Lion (France) n'indique pas clairement de tendance significative quant aux variations de quantités de déchets marins (Galgani, 2015). Dans un autre exemple en Grèce (golfe de Patras, golfe d'Echinades), malgré l'augmentation de l'abondance des déchets marins, le pourcentage du plastique semble rester stable au fil des années. Dans la plupart des milieux marins, Galgani et al. (2000) ont observé des tendances décroissantes de pollution marine profonde au fil du temps au large des côtes européennes, avec une répartition extrêmement variable et l'agrégation de déchets dans les canyons sous-marins.

L'abondance des déchets en plastique est très dépendante de leur emplacement, avec des valeurs moyennes allant de 0 à plus de 7 700 éléments par km². Les sites méditerranéens tendent à présenter les densités les plus élevées, en raison de la combinaison d'un littoral peuplé, de la navigation côtière, de courants de marées limitées et de la fermeture du bassin, avec des échanges limités à Gibraltar. En général, les déchets sur les fonds marins tendent à être piégés dans des zones à faible circulation où s'accumulent les sédiments.

Seules quelques études ont porté sur les déchets situés à plus de 500 m de profondeur en Méditerranée (Galil, 1995 ; Galgani et al., 1996, 2000, 2004 ; Pham et al., 2014 ; Ramirez-Llodra et al., 2013). Les canyons sous-marins peuvent servir de conduit pour le transport des déchets marins en haute mer. Des densités de fonds marins plus élevées sont également observées dans des zones particulières, comme autour des rochers et des épaves et dans les dépressions et les canaux. Dans certaines zones, les mouvements locaux d'eau emportent les déchets loin de la côte pour les accumuler dans des zones à forte sédimentation. Les deltas distaux de cours d'eau peuvent aussi se déployer dans des eaux plus profondes, créant des zones d'accumulation élevées.

Une grande variété d'activités humaines, telles que la pêche, le développement urbain et le tourisme contribuent à ces schémas de répartition des déchets sur les fonds marins. Les déchets de pêche, y compris les filets fantômes, prédominent dans les zones de pêche commerciale et peuvent constituer une part élevée de l'ensemble des déchets. Il a été estimé que 640 000 tonnes de filets fantômes sont dispersés à travers les océans du monde, ce qui représente 10 % des déchets marins (PNUE, 2009). Plus généralement, les tendances d'accumulation en mer profonde sont particulièrement préoccupantes, car la longévité des plastiques augmente dans les eaux profondes et la plupart des polymères se dégradent lentement dans les zones dépourvues de lumière et de faible teneur en oxygène.

Messages clés

L'abondance des débris flottants dans les eaux méditerranéennes a été signalée et les densités de déchets mesurant plus de 2 cm varient de 0 à plus de 600 éléments par kilomètre carré (Aliani et al., 2003 ; PNUE, 2009 ; Topcu et al., 2010 ; Gerigny et al., 2011 ; Suaria and Aliani, 2015). Le rapport 2015 du PNUE/PAM sur l'Évaluation des déchets marins indique qu'environ 0,5 milliard de déchets se trouvent actuellement sur le fond de la Méditerranée. De plus, il existe une grande variabilité de

l'abondance des déchets sur le fond marin allant de 0 à plus de 7 700 éléments par km² selon la zone d'étude.

Cependant, l'information sur les déchets marins flottants et les déchets sur les fonds marins se fragmente et est limitée dans l'espace, surtout à sa partie nord. Par conséquent, on ne peut tirer aucune conclusion à l'échelle du bassin et l'information n'est disponible qu'au niveau local. Il existe cependant de nombreuses zones où la densité des déchets marins est très élevée, allant de 0 à plus de 7 700 éléments par km² selon la zone d'étude. Le plastique est la principale composante des déchets marins. Il est répandu sur le plateau continental méditerranéen et représente entre 80 % et 90 % des déchets marins enregistrés.

Lacunes en matière de connaissances (synthèse)

La recherche et la surveillance sont devenues essentielles pour la mer Méditerranée, où l'information est incohérente. Le PNUE/PAM-MED POL (2013), MSFD (Galgani et al., 2011), le projet européen STAGES (<http://www.stagesproject.eu>) et la CIESM (2014) ont récemment examiné les lacunes et les besoins de recherche en matière de connaissances, de surveillance et de gestion des déchets marins. Cela exige une coopération scientifique entre les parties concernées avant des mesures de réduction en raison de la complexité des problèmes.

Les vitesses d'accumulation varient considérablement en mer Méditerranée et sont soumis à des facteurs tels que des activités périurbaines, les usages du littoral et des côtes, les vents, les courants et les zones d'accumulation de déchets. Des informations de base supplémentaires sont encore nécessaires avant qu'une évaluation globale précise des déchets puisse être fournie. De plus, les données disponibles sont géographiquement limitées à la partie nord de la Méditerranée.

Pour cela, il serait nécessaire d'harmoniser nos approches afin d'obtenir des données plus précieuses et comparables. Qu'il s'agisse de distribution ou de quantités, l'identification des déchets (taille, type, impact possible), l'évaluation des zones d'accumulation (baies fermées, tourbillons, canyons et zones spécifiques en haute mer), ainsi que la détection des sources de déchets (cours d'eau, apports diffus) sont les étapes nécessaires au développement de systèmes de SIG et de cartographie pour localiser les points chauds (« hotspots »).

Un aspect important de la recherche à mener sur les déchets est l'évaluation des liens entre les facteurs hydrodynamiques. Cela permettra de mieux comprendre la dynamique de transport et les zones d'accumulation. La mise au point et l'amélioration des outils de modélisation doivent être pris en considération pour l'évaluation et l'identification des sources et du devenir des détritiques dans le milieu marin. Des modèles complets devraient identifier les régions d'origine dignes d'intérêt ainsi que les zones d'accumulation et des simulations rétroactives devraient être lancées dans les endroits où les données de surveillance sont collectées.

Pour la surveillance, il manque souvent des informations nécessaires pour déterminer la stratégie optimale d'échantillonnage et le nombre requis de répliques dans le temps et dans l'espace. Par ailleurs, la comparabilité des données disponibles reste très limitée, notamment en ce qui concerne les différentes catégories de taille, les procédures d'échantillonnage et les valeurs de référence.

Les données sur les déchets marins flottants et les déchets sur les fonds marins sont incohérentes et géographiquement restreintes à quelques régions de la Méditerranée. En plus de cela, le manque de données d'évaluation à long terme rend l'évaluation des tendances des années extrêmement difficile. Les sources doivent également être mieux spécifiées et liées à la contribution des macro et des microdéchets. Par ailleurs, la surveillance et l'évaluation des déchets marins doivent s'effectuer de manière cohérente, sur la base de protocoles communs et de méthodes standardisées, ce qui donne des résultats comparables à l'échelle du bassin. Il manque également des pratiques de gestion efficaces, ce qui nécessite une forte volonté politique et un engagement sociétal. D'autres travaux devraient également être encouragés pour identifier plus précisément les sources de déchets marins. Il est

également important d'encourager la coopération et la collaboration entre les principaux partenaires des déchets marins dans la région avec des actions prioritaires communes.

Liste de références

Références incluses dans le rapport PNUE/PAM (2015). Évaluation des déchets marins en Méditerranée 2015 UN Environment / Mediterranean Action Plan. ISBN: 978-92-807-3564-2.

- Aliani S., Griffa A., A.Molcard (2003) Floating debris in the Ligurian Sea, north-western Mediterranean, *Marine Bulletin*, 46, 1142-1149.
- Angiolillo M., Lorenzo B., A. Farcomeni, Bo M., Bavestrello G., Santangelo G., Cau A., Mastascusa V., Sacco F., Canese S. (2015). Distribution and assessment of marine debris in the deep Tyrrhenian Sea (NW Mediterranean Sea, Italy). *Mar. Pollut. Bull.* 92 (1-2), 149-159.
- Barnes, D.K.A., Galgani, F., Thompson, R.C., Barlaz, M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society*, B 364, 1985-1998.
- Bo M., Bava S., Canese S., Angiolillo M., Cattaneo-Vietti R., Bavestrello G. (2014). Fishing impact on deep Mediterranean rocky habitats as revealed by ROV investigation. *Biological Conservation* 171 (2014) 167–176
- CIESM (2014). Plastic Litter and the dispersion of alien species and contaminants in the Mediterranean sea. Ciesm Workshop N°46 (Coordination F Galgani), Tirana, 18-21 juin 2014, 172 pages.
- Collignon, A. et al. Neustonic microplastic and zooplankton in the North Western Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin* 64, 861–864 (2012).
- Collignon, A., Hecq, J.-H., Galgani, F., Collard, F. & Goffart, A. Annual variation in neustonic micro-and meso-plastic particles and zooplankton in the Bay of Calvi (Mediterranean–Corsica). *Marine Pollution Bulletin* 79, 293-298 (2014).
- Cózar, A. et al. Plastic Accumulation in the Mediterranean Sea. *PloS ONE* 10, e0121762 (2015).
- de Lucia, G. A. et al. Amount and distribution of neustonic micro-plastic off the western Sardinian coast (Central-Western Mediterranean Sea). *Marine Environmental Research* 100, 10–16 (2014).
- Eryasar A., Özbilgin H., Gücü A., Sakman S. (2014). Marine debris in bottom trawl catches and their effects on the selectivity grids in the north-eastern Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin* 81 (2014) 80–84.
- Eriksen M., Lebreton L., Carson H., Thiel M., Moore C., Borerro J., Cummins A., Wilson S., Galgani F., Ryan P.G., J.Reisser (2014). Marine Plastic Pollution in the World's Oceans. *PLOS One*, DOI: 10.1371/journal.pone.0111913
- Fabri M., Pedel L., Beuck L., Galgani F., Hebbeln D., Freiwald A. (2014). Megafauna of vulnerable marine ecosystems in French Mediterranean submarine canyons: Spatial distribution and anthropogenic impacts. *Deep-sea Research Part Ii-topical Studies In Oceanography*, 104, 184-207.
- Faure, F. et al. An evaluation of surface micro-and mesoplastic pollution in pelagic ecosystems of the Western Mediterranean Sea. *Environmental Science and Pollution Research* 22, 12190–12197 (2015).
- Fossi, M. C. et al. Are baleen whales exposed to the threat of microplastics? A case study of the Mediterranean fin whale (*Balaenoptera physalus*). *Marine Pollution Bulletin* 64, 2374-2379 (2012).
- Galgani F., Souplet A., Cadiou Y. (1996) Accumulation of debris on the deep sea floor off the French Mediterranean coast, *Marine Ecology Progress Series*, 142,225-234
- Galgani F., Leaute J.P., Moguedet P., Souplet A., Verin Y., Carpentier A., Goragner H., Latrouite D., Andral B., Cadiou Y., Mahe J.C., Poulard J.C., Nerisson P. (2000) Litter on the Sea Floor Along European Coasts. *Mar. Pollut. Bull.* 40, 516–527. doi:10.1016/S0025-326X(99)00234-9

- Galgani F., Henry M., Orsoni V., Nolwenn C., Bouchoucha M., Tomasino C. (2011) MACRO-DECHETS en Méditerranée française: Etat des connaissances, analyses des données de la surveillance et recommandations. Rapport IFREMER, RST.DOP/LER-PAC/, 2011, 42 pp.
- Galil B., Golik A. and Turkay M. (1995). Litter at the bottom of the sea: a sea bed survey in the Eastern Mediterranean. *Mar. Pollut. Bull.*, 30(1): 22-24.
- Gerigny O., Henry M., Tomasino C., F.Galgani (2011). Déchets en mer et sur le fond. in rapport de l'évaluation initiale, Plan d'action pour le milieu marin - Méditerranée Occidentale, rapport PI Déchets en mer V2 MO, pp. 241-246
(http://www.affairesmaritimes.mediterranee.equipement.gouv.fr/IMG/pdf/Evaluation_initiale_des_eaux_marines_web-2.pdf)
- Güven O. Gülyavuz H., Deval M. (2013) Benthic Debris Accumulation in Bathyal Grounds in the Antalya Bay, Eastern Mediterranean. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 13: 43-49.
- Ioakeimidis C., Zeri C., Kaberi E, Galatchi M., Antoniadis K., Streftaris N., Galgani F. Papatheodorou E., Papatheodorou G. (2014) A comparative study of marine litter on the seafloor of coastal areas in the Eastern Mediterranean and Black Seas. *Marine Pollution Bulletin*, 89, 296–30.
- Jambeck J.R., Geyer R., Wilcox C., Siegler T.R., Perryman M., Andrady A., Narayan R. Law K.L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, vol. 347, no. 6223, pp. 768-771.
- Katsanevakis S, Katsarou A. (2004). Influences on the distribution of marine debris on the seafloor of shallow coastal areas in Greece (Eastern Mediterranean). *Water, Air and Soil Pollution* 159: 325-337
- Koutsodendris A., Papatheodorou G., Kougiourouki O., Georgiadis M. (2008) Benthic marine litter in four Gulfs in Greece, Eastern Mediterranean; abundance, composition and source identification. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 77, 501-512.
- Lebreton L., Greer S., J.Borrero (2012) Numerical modelling of floating debris in the world's oceans, *Marine Pollution Bulletin* 64, 653-661.
- Mansui, J., Molcard, A., Ourmieres, Y. (2015). Modelling the transport and accumulation of floating marine debris in the Mediterranean basin. *Mar. Pollut. Bull.* 91, 249–257.
- Mifsud R., Dimech M., Schembr P. (2013) Marine litter from circalittoral and deeper bottoms off the Maltese islands (Central Mediterranean). *Mediterranean Marine Science* 14: 298-308
- Pham C., Ramirez-Llodra E., Claudia H. S., Amaro T., Bergmann M., Canals M., Company J., Davies J., Duineveld G., Galgani F., Howell K., Huvenne Veerle A., Isidro E., Jones D., Lastras G., Morato T., Gomes-Pereira J., Purser A., Stewart H., Tojeira I., Tubau X., Van Rooij D., Tyler P. (2014). Marine Litter Distribution and Density in European Seas, from the Shelves to Deep Basins. *Plos One*, 9(4), e95839.
- Ramirez-Llodra E., De Mol B., Company J.B., Coll M., Sardà F. (2013) Effects of natural and anthropogenic processes in the distribution of marine litter in the deep Mediterranean Sea. *Progress in Oceanography*, Volume 118, 273-287.
- Sánchez P., Masó M., Sáez R., De Juan S., Muntadas A., Demestre M. (2013). Baseline study of the distribution of marine debris on soft-bottom habitats associated with trawling grounds in the northern Mediterranean. *Scientia Marina* 77(2), 247-255, Barcelona (Spain) ISSN: 0214-8358
- Strafella P., Fabi G., Spagnolo A., Grati F., Polidori P., Punzo E., Fortibuoni T., Marceta B., Raicevich S., Cvitkovic I., Despalatovic M., Scarcella G. (2015). Spatial pattern and weight of seabed marine litter in the northern and central Adriatic Sea. *Marine Pollution Bulletin* 01/2015; 91(1):120-127.
- Suaria G., S.Aliani (2014) Floating debris in the Mediterranean ea. *Marine Pollution Bulletin* Volume 86, Issues 1–2, 15, Pages 494–504.
- Suaria G., Avio C., Lattin G., regoli F., S. Aliani (2015) Neustonic microplastics in the Southern Adriatic Sea. Preliminary results. *Micro 2015*. Seminar of the Defishgear project, Abstract book, Piran 4-6 may 2015, p 42

- Topcu T., G.Ozturk (2013) Origin and abundance of marine litter along sandy beaches of the Turkish Western Black Sea Coast. *Mar. Env. Res.*, 85, 21-28
- UNEP (2009), *Marine Litter A Global Challenge*, Nairobi: UNEP. 232 pp.
- UNEP (2012) Réunion du groupe de correspondance sur le bonÉtat écologique et les cibles Module thématique: Pollution et Détritus, Sarajevo, 29-30 octobre 2012, UNEP(DEPI)/MED WG.379.inf 4.4, 24 pages.
- UNEP (2013) *Regional Plan on Marine litter Management in the Mediterranean in the Framework of Article 15 of the Land Based Sources Protocol (Decision IG.21/7)*. 18th Meeting of the Contracting Parties of the Barcelona Convention.
- Van Cauwenbergh L., Vanreusel A., Maes J., Janssen C.R. (2013). Microplastic pollution in deep Sea sediments. *Environ Pollut.* 182, 495–499. doi: 10.1016/j.envpol.2013.08.013

Autres références

Fossi M.C., Marsili L., Bainsi M., Giannetti M., Coppola D., Guerranti C., Caliani I., Minutoli R., Lauriano G., Finoia M.G., Rubegni F., Panigada S., Bérubé M., Urbán Ramírez J., Panti C. (2016). Fin whales and microplastics: The Mediterranean Sea and the Sea of Cortez scenarios. *Environmental Pollution* 209, 68–78.

Galgani F., Jaunet S., Campillo A., Guenegon X., and His S. (1995). Distribution and abundance of debris on the continental shelf of the north-western Mediterranean Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 30, 713-717.

Galgani F., Burgeot T., Bocquéné G., Vincent F., Leauté J.P., Labastie J., Forest A., Guichet R. (1995b). Distribution and Abundance of Debris on the Continental Shelf of the Bay of Biscay and in Seine Bay. *Mar. Pollut. Bull.* 30: 58-62.

Galgani F. (2015). Marine litter, future prospects for research. *Front. Mar. Sci.* 2(87), <http://journal.frontiersin.org/article/10.3389/fmars.2015.00087/full>.

Gregory M.R., Andrady A. L. (2003). Plastics in the marine environment. In *Plastics and the environment* (ed. Andrady A. L.), pp. 379–402. New York, NY: Wiley.

Ioakeimidis C. (2015). *Assesment of Marine Litter in the Eastern Mediterranean Sea: A multi-perspective approach*. Thesis, University of Patras, Dept. of Geology, Doctoral Thesis, 151 pp., July 2015.

Ioakeimidis C., Fotopoulou K.N., Karapanagioti H.K., Geraga M., Zeri C., Papathanassiou E, Galgani F., Papatheodorou G. (2016). The degradation potential of PET bottles in the marine environment: An ATR-FTIR based approach. *Nature Scientific Report* 6: 23501.

Keller A.A., Fruh E.L., Johnson M.M., Simon V., McGourty C. (2010). Distribution and abundance of anthropogenic marine debris along the shelf and slope of the US West Coast. *Mar. Pollut. Bull.* 60, 692–700.

Kornilios S., Drakopoulos P., Dounas C. (1998). Pelagic tar, dissolved/dispersed petroleum hydrocarbons and plastic distribution in the Cretan Sea, Greece. *Marine Pollution Bulletin* 36, 989–993.

Panti C., Giannetti M., Bainsi M., Rubegni F., Minutoli R., Fossi M.C., (2015). Occurrence, relative abundance and spatial distribution of microplastics and zooplankton NW of Sardinia in the Pelagos Sanctuary Protected area, Mediterranean Sea. *Environmental Chemistry* 12, 618–626.

Pedrotti M.L., Bruzaud S., Dumontet B., Elineau A., Petit S., Grohens Y., Voisin P., Crebassa J.C., Gorsky G. (2014). Plastic fragments on the surface of Mediterranean waters. In *CIESM Workshop*

Monograph n° 46 – Marine litter in the Mediterranean and Black Seas (ed. Briand, F.) Ch. 3, 115–123 (CIESM Publisher).

Ruiz-Orejón, L. F., Sardá, R. & Ramis-Pujol, J. Floating plastic debris in the Central and Western Mediterranean Sea. *Marine Environmental Research* 120, 136-144 (2016).

Stefatos M., Charalampakis M., Papatheodorou G. & Ferentinos G. (1999). Marine debris on the sea-floor of the Mediterranean Sea: examples from two enclosed gulfs in Western Greece. *Mar. Pollut. Bull.* 36, 389-393.

Suaris G., Avio C.G., Mineo A., Lattin G.L., Magaldi M.G., Belmonte G., Moore C.J., Regoli F., Aliani S. (2016). The Mediterranean Plastic Soup: synthetic polymers in Mediterranean surface waters. *Nature Scientific Reports* 6: 37551. Doi:10.1038/srep37551

Vlachogianni, Th., Anastasopoulou, A., Fortibuoni, T., Ronchi, F., Zeri, Ch., 2017. Marine Litter Assessment in the Adriatic and Ionian Seas. IPA-Adriatic DeFishGear Project, MIO-ECSDE, HCMR and ISPRA. pp. 168 (ISBN: 978-960-6793-25-7)

Watters D.L., Yoklavich M.M., Love M.S., Schroeder D.M. (2010). Assessing marine debris in deep seafloor habitats off California. *Mar. Pollut. Bull.* 60, 131-138.

Woodall L.C., Sanchez-Vidal A., Canals M., Paterson G.L., Coppock R., Sleight V., Calafat A., Rogers A.D., Narayanaswamy B.E., Thompson R.C., 2014. The deep sea is a major sink for microplastic debris. *R. Soc. Open Sci.* 1:140317. doi: 10.1098/rsos.140317

Ye S. and Andrady A.L. (1991). Fouling of floating plastic debris under Biscayne Bay exposure conditions. *Mar. Pollut. Bull.* 22(12), 608-613

Annexe I
Liste des études de cas pour les Objectifs écologiques 9 (contaminants)
5 (Eutrophisation) et 10 (Déchets marins)

L'annexe I fournit la liste d'études de cas qui ont été soumises par les Parties contractantes et les partenaires pour les objectifs écologiques 9 (Contaminants), 5 (Eutrophisation) et 10 (Déchets marins). **Les études de cas sont en phase de préparation à la publication.**

OE5	Titre	Parties contractantes, Partenaires	Auteurs et affiliation
1	Variabilité à long terme le long d'un gradient trophique dans la mer Adriatique Nord	Croatie Italie	M. Chaves Montero, M. Lipizer, A. Giorgetti, Istituto Nazionale di Oceanografia e di Geofisica Sperimentale – OGS (Italie) Robert Precali, Tamara Djakovac, Centre pour la Recherche Marine, Rudjer Boskovic Institut (Croatie)
2	Aperçu de l'évaluation des indicateurs liés à la pollution - Indicateurs communs de l'OE9 ayant un lien vers l'OE5, sur la base des résultats des évaluations du PAC du Monténégro et du projet pilote EcAp/MSP Boka Kotorska Bay	Monténégro	Jelena Knežević, Point focal du PAM, ministère du Développement durable et du Tourisme, Ivana Stojanović, Assistante au Point focal du PAM, ministère du Développement durable et du Tourisme, Ivana Bulatović, Point focal du MED POL, Agence de protection de l'environnement
3	État d'eutrophisation des eaux côtières méditerranéennes de Turquie et analyse des tendances des paramètres liés à l'eutrophisation dans la baie de Mersin	Turquie	Süleyman Tuğrul, Koray Özhan, İsmail Akçay, Université technique du Moyen-Orient-Institut des sciences marines Çolpan Polat Beken, Centre de Recherches Marmara du TUBITAK, Hacer SELAMOĞLU ÇAĞLAYAN, ministère de l'Environnement et de l'Urbanisation de la Turquie
OE9	Titre	Parties contractantes, Partenaires	Auteurs et affiliation
1	Surveillance de la qualité des eaux de baignade des plages du Maroc	Maroc	Laboratoire National des Études et de Surveillance de la Pollution relevant du Secrétariat d'État chargé du Développement Durable en collaboration avec la Direction des Ports et du Domaine Publics Maritime relevant du Ministère de l'Équipement, du Transport, de la Logistique et de l'Eau ; avec l'appui de la Fondation Mohammed VI pour la Protection de l'Environnement
2	Titre de l'étude de cas : Aperçu de l'évaluation des indicateurs liés à la pollution - Indicateurs communs de l'OE9 ayant un lien vers l'OE5, sur la base des résultats des évaluations du PAC du Monténégro et du projet pilote EcAp/MSP Boka Kotorska Bay	Monténégro	Jelena Knežević, Point focal du PAM, ministère du Développement durable et du Tourisme ; Ivana Stojanović, Assistante au Point focal du PAM, ministère du Développement durable et du Tourisme, Ivana Bulatović, Point focal du MED POL, Agence de protection de l'environnement
3	Niveaux et tendances de la bioaccumulation de Cd et de Zn dans les mollusques marins côtiers méditerranéens en Israël (Patella sp.)	Israël	Prof. Barak Herut, Ph.D., Institut de recherche océanographique et limnologique d'Israël (IOLR) Jack Silverman, Ph.D., Institut de recherche océanographique et limnologique d'Israël (IOLR) Shefer Edna, Ph.D., Institut de recherche océanographique et limnologique d'Israël (IOLR) Dror Zurel, PhD, coordonnateur de la surveillance et de la recherche marine, ministère israélien de la Protection de l'environnement, Division de la protection du milieu marin
4	Niveaux et tendances du TriButylétain (TBT) dans les ports et les marinas israéliens	Israël	Prof. Barak Herut, Ph.D., Institut de recherche océanographique et limnologique d'Israël (IOLR) Dror Zurel, PhD, coordonnateur de la surveillance et de la recherche marine, ministère israélien de la Protection de l'environnement, Division de la protection du milieu marin

OE10	Titre	Parties contractantes, Partenaires	Auteurs et affiliation
1	Enquêtes pilotes coordonnées et harmonisées pour évaluer les déchets marins le long des côtes Adriatique et ionienne	Albanie Bosnie-Herzégovine Croatie Grèce Italie Monténégro Slovénie MIO-ECSDE	MIO-ECSDE Université agricole de Tirana (Albanie), Institut d'hydro-ingénierie de la Faculté de génie civil (Bosnie-Herzégovine), Institut d'océanographie et de pêche (Croatie), Centre hellénique pour la recherche marine (Grèce), Agence régionale pour la protection de l'environnement en région Émilie-Romagne (Italie), Institut national italien pour la protection de l'environnement et la recherche (Italie), Institut de biologie marine (Monténégro) Institut de l'eau de la République de Slovénie (Slovénie)
2	Déchets marins benthiques en Mer Méditerranée : quantités à l'échelle régionale et variation temporelle des tendances dans le bassin nord occidental	France Italie	O. Gerigny, Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer (France), M.Spedicato, COISPA Tecnologia & Ricerca, Bari, Italie, coordonnateur MEDITS, A.Jadaud, Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer, France, C.Ioakeimidis, ONU Environnement/Plan d'action pour la Méditerranée MED POL, Athènes, Francois Galgani, Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer, France
3	Fluctuations de déchets marins sur la plage de Metu, baie de Mersin (Turquie), au nord-est de la Méditerranée entre 2013 et 2017	Turquie	Olgaç Güven, Institut des sciences marines, Université technique du Moyen-Orient, Erdemli, Mersin (Turquie), Ahmet Erkan Kideys, Institut des sciences marines, Université technique du Moyen-Orient, Erdemli, Mersin (Turquie), Kerem Gökdağ, Institut des sciences marines, Université technique du Moyen-Orient, Erdemli, Mersin (Turquie)
4	Pollution due aux microplastiques à la surface de la mer, colonne d'eau et sédiments de la Baie de Mersin (Turquie), dans le nord-est de la Méditerranée	Turquie	Ahmet Erkan Kideys, Institut des sciences marines, Université technique du Moyen-Orient, Erdemli, Mersin (Turquie), Olgaç Güven, Institut des sciences marines, Université technique du Moyen-Orient, Erdemli, Mersin (Turquie), Kerem Gökdağ, Institut des sciences marines, Université technique du Moyen-Orient, Erdemli, Mersin (Turquie) Çolpan Polat Beken, Centre de Recherches Marmara du TUBITAK, Ebru Olgun Eker, ministère de l'Environnement et de l'Urbanisation de Turquie



NATIONS
UNIES

EP

UNEP(DEPI)/MED WG.444/9



UNEP



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

11 juillet 2017
Français
Original: Anglais

6ème Réunion du Groupe de coordination de l'Approche écosystémique

Athènes, Grèce, 11 septembre 2017

Point 4 de l'ordre du jour : Examen du Rapport sur la qualité (QSR) (Biodiversité et pêche)

Le Rapport sur la Qualité (Biodiversité et Espèces non Indigènes)

Pour des raisons environnementales et économiques, le tirage du présent document a été restreint. Les participants sont priés d'apporter leurs copies à la réunion et de ne pas demander de copies supplémentaires.

PNUE/PAM
Athènes, 2017

Objectif Ecologique 1 (OE1): Biodiversité

Note: Les cartes et les illustrations sont provisoires

OE1: Indicateur commun 1: Aire de répartition des habitats. Indicateur commun 2: Condition des espèces et communautés typiques de l'habitat

GENERAL

Rapporteur: CAR/ASP

Échelle géographique de l'évaluation: Régional: Méditerranée

Pays contributeurs Évaluation méditerranéenne basée sur des enquêtes, des recherches et des publications régionales et nationales existantes et, si nécessaire, des données des programmes nationaux de surveillance des Parties contractantes

Thème central 2- Biodiversité et Ecosystèmes

Objectif Ecologique OE1: La diversité biologique est maintenue ou améliorée. La qualité et l'occurrence des habitats côtiers et marins et la répartition et l'abondance des espèces côtières et marines sont conformes aux conditions physiographiques, hydrographiques, géographiques et climatiques en vigueur.

Indicateur Commun de l'IMAP Indicateur commun 1(IC1) : Aire de répartition des habitats
Indicateur commun 2 (IC2) : Condition des espèces et communautés typiques de l'habitat

Code de la Fiche d'évaluation de l'indicateur OE1IC1 /OE1IC2

Justification/ Méthodes

Contexte (étendu)

Contexte et justification de l'intégrité des habitats et des fonds marins, les pressions et les catalyseurs clés

Dans la liste des objectifs écologiques de l'EcAp et des indicateurs communs, l'aire de répartition de l'habitat et l'état de l'habitat des espèces et des communautés typiques font partie de la biodiversité de l'objectif écologique EO1. L'objectif de l'intégrité des fonds marins est également inclus, néanmoins les indicateurs communs ont besoin d'être élaborés. Le "fond marin" comprend les variables physiques et chimiques des fonds marins et la composition biotique des assemblages benthiques. "Intégrité", outre les composantes physiques et biologiques du fonds marin, exige également que les habitats ne sont pas artificiellement fragmentés. Cependant, il n'y a pas de consensus scientifique sur ce qui constitue un "bon état écologique" pour l'intégrité du fonds marin. Les informations de base sont extrêmement rares, de sorte qu'un consensus autour de la signification d' "intégrité" fait défaut.

La destruction de l'habitat est l'une des menaces les plus répandues à la diversité, à la structure et au fonctionnement des écosystèmes côtiers et marins de la Méditerranée et pour les biens et services qu'ils offrent (1,2,3,4,5,6,7,8,9). Les 20 % de l'ensemble du bassin et 60-99 % des eaux territoriales des États membres de l'UE sont fortement touchés par l'interaction de multiples menaces, moins de 20 % ont un impact faible et très peu d'aires, moins de 1 % restent relativement peu affectés par les activités humaines (10,11, 12). La mer d'Alboran, le golfe du Lion, le Canal de Sicile et le Plateau tunisien, l'Adriatique, au large des côtes de l'Égypte et d'Israël, le long des côtes de la Turquie, et la mer de Marmara et la mer Noire sont très touchés. Les impacts cumulatifs faibles ont été trouvés dans les zones extracôtières, et dans plusieurs petites régions côtières de certains pays. Ces zones représentent des possibilités importantes pour la conservation visant à prévenir une future dégradation. La pollution, la pêche, l'urbanisation et les espèces exotiques envahissantes (augmentation de la température et de l'UV, et l'acidification) sont les plus fréquemment citées dans la Liste rouge des habitats européens (https://www.researchgate.net/publication/311772198_European_Red_List_of_Habitats_Part_1_Marine_habitats) affectant l'aire de répartition et les conditions d'habitats. Le changement climatique affecte également certains habitats médioittoraux et infra littoraux, en particulier en modifiant la structure thermique de la colonne d'eau, avec une mortalité massive (13).

La prolifération des infrastructures côtières et marines, tels que les briselames, les ports, les digues et les installations en mer devient préoccupante, le tout étant lié à la perte des habitats naturels et à l'altération des conditions hydrographiques (14). De nouvelles stratégies visant à élever la valeur écologique et biologique des infrastructures côtières sont urgentes. Le chalutage des fonds marins entraîne la perte d'habitats peu profonds tels que les herbiers et les habitats mous du fond plus profond. L'agitation continue, le mélange, et la remise en suspension des sédiments de surface par des activités de chalutage intensif et chronique change la dynamique des sédiments et entraîne une morphologie d'un fond marin lissé sur la pente continentale sur de grandes surfaces spatiales. L'intérêt commercial pour l'exploitation minière en mer est de plus en plus fort, augurant d'un avenir d'exploitation des ressources du fond marin. Les répercussions environnementales de l'exploitation minière en mer pourraient être importantes, y compris les perturbations physiques, la création de panaches de sédiments en suspension, les effets de mélange de l'eau, et l'incidence de l'exploitation minière par des navires et d'autres infrastructures (15).

Contexte politique et objectifs

Les aires marines protégées (AMPs) constituent un des outils les plus importants pour protéger les habitats côtiers et l'intégrité du plancher océanique. Plusieurs institutions (p. ex. CAR/ASP, MedPAN, WWF, l'UICN, des ONG locales, des organismes de recherche) travaillent ensemble pour définir les priorités en matière de conservation, pour établir un réseau écologique de zones marines protégées dans le but de protéger au moins 10 % des eaux marines et côtières (Objectif 11 d'Aichi), composées d'AMP écologiquement interconnectées et bien gérées qui soient représentatives de la biodiversité méditerranéenne, en conformité avec les dernières directives de la Convention sur la diversité biologique et de la Convention de Barcelone (voir également le récent document <http://www.europarc.org/news/2016/12/tangier-declaration/>). Les AMPs sont généralement mises en place en raison de la présence de remarquables paysages marins benthiques et/ou des caractéristiques hydrologiques intéressantes qui ont conduit à une grande diversité et/ou à une abondance d'espèces pélagiques. L'intégrité des fonds marins est également un facteur de bon recrutement larvaire (plancton) pour de nombreuses espèces importantes (la plupart des espèces benthiques ayant leur phase larvaire dans la colonne d'eau, ainsi que pour les poissons démersaux)". Les Directives Oiseaux (BD) et Directives Habitats (HD) ont conduit à la mise en place du réseau Natura 2000 de sites où des espèces et habitats (9 Habitats marins) d'intérêt européen doivent être maintenus dans un état de conservation favorable. La Convention de Ramsar comprend des États membres dans tout le bassin méditerranéen et se concentre sur un seul habitat menacé, les zones humides côtières. D'autres politiques eurocentrique comprennent la Directive Cadre sur la Stratégie du Milieu Marin (DCSMM), qui exige des États européens de la Méditerranée d'élaborer des stratégies pour gérer et surveiller leurs mers afin de réaliser ou maintenir un bon état environnemental d'ici 2020 dans l'ensemble de leurs eaux nationales. La définition du bon état environnemental (BEE) repose sur deux piliers : La

biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes. La révolution conceptuelle du BEE surmonte les limites de la Directive Habitats et la Convention du paysage, élargissant la conservation non seulement à la structure (biodiversité) mais aussi à la fonction (fonctionnement des écosystèmes), compte tenu de nombreux phénomènes qui se produisent dans la colonne d'eau (16). Dans ce cadre, la répartition, l'étendue et l'état des habitats sont inclus dans le Descripteur 1, tandis que le descripteur 6 traite directement de l'intégrité des fonds marins. Enfin, il y a d'autres mandats institutionnels tels que la directive européenne établissant un cadre pour la planification spatiale marine (PSM) et la stratégie de croissance bleue de UE exigeant que les domaines et les actions soient prioritaires pour s'assurer que les efforts de conservation et de gestion biologiques et socio-économiques produisent des avantages à long terme. Cependant, à l'heure actuelle, l'absence d'application concrète de la PSM, même à petite échelle, limite le potentiel de résoudre les conflits des hot spots avec leurs conséquences sur la biodiversité marine et les services qu'elle fournit. L'EcAp étend la vision de la DCSMM à l'ensemble de la Méditerranée, tout en tenant compte de ses particularités.

RÉSULTATS

Les résultats et l'État, y compris les tendances (étendu)

Un total de 257 types d'habitats marins benthiques a été évalués dans une récente étude pour le degré de mise en danger des habitats marins, terrestres et en eau douce dans l'Union européenne (UE28) et les régions adjacentes (UE28 +) (Liste rouge européenne des habitats, 2016). Au total, 19 % (UE28) et 18 % (UE28 +) des habitats évalués ont été déterminés comme habitats menacés dans les catégories En voie d'extinction, menacés de disparition et vulnérables. La plus forte proportion d'habitats menacés dans l'UE28 se trouve en Méditerranée (32%), suivie par l'Atlantique du Nord-Est (23 %), de la mer Noire (13 %), puis la mer Baltique (8 %). Ce rapport fournit également un aperçu du risque d'effondrement de 47 habitats benthiques en Méditerranée. Près de la moitié des habitats méditerranéens (23 habitats, 49 %) ont des données insuffisantes dans les pays de l'UE28. Sur le reste (24 habitats) 83 % des habitats ont fait l'objet de mesures de conservation (NT-CR) avec 63 % menacés dans une certaine mesure (42% vulnérables et 21% en voie de disparition). Une bonne proportion d'habitats en milieu médiolittoral et infralittoral était vulnérable ou menacée de disparition. Cela comprend des communautés dominées par des algues sur les sédiments infralittoraux, les sédiments circalittoraux et sur les roches ensemble avec les gisements de moules et d'huîtres. Les critères en vertu desquels les habitats naturels ont été les plus fréquemment jugés comme étant menacés tant dans l'UE28 que dans l'UE28 + étaient déclin dans l'étendue et déclin dans la qualité.

Selon l'étude CAMP sur la vulnérabilité de la biodiversité et l'Étude d'évaluation rapide des habitats côtiers pour aider à prioriser les nouvelles zones appropriées nécessitant un statut de protection pour le développement d'un réseau d'aires marines et côtières protégées au Monténégro, les 23 assemblages benthiques suivants ont été sélectionnés a priori au Monténégro. La cartographie détaillée de l'habitat a été effectuée dans 3 zones : la baie de Boka Kotorska (partie de Kotorsko-Risan), Platamuni et Ratac since. Liste des habitats: 1. Barren = algues corallines encrustantes et oursins *Arbacia lixula* et *Paracentrotus lividus*, 2. Boulders_barren = même que ci-dessus plus gros rochers, 3. Assemblage de *Caulerpa racemosa*, 4. Récifs de *Cladocora caespitosa* = Assemblage de *Cladocora caespitosa*, 5. Assemblages Coralligènes = Grands rochers et murs verticaux avec dominance du *Halimeda tuna*, *Parazoanthus axinellae* et des éponges, 6. Assemblages de champ algal d'infralittoral, 7. Assemblage de graviers d'infralittoral, 8. Assemblages de vases infralittorales, 9. Assemblages vases et graviers d'infralittoral, 10. Assemblages de galets infralittoral, 11. Assemblages de sable infralittoral, 12. Assemblage d'éponges avec *Geodia*, *Aplysina* et *Petrosia*, 13. Assemblages de lit à moules, 14. Assemblage d'algues photophiles avec *Cystoseira spp.* et *Halopteris spp.*, 15. Assemblages d'algues photophiles avec *Cystoseira spp.*, 16. Assemblage d'algues photophiles avec *Padina pavonica*, 17. *Posidonia oceanica*, 18. Assemblage de débris et de gazon avec *Codium sp.*, 19. Assemblages d'algues de Sciaphilic sur substrats durs = Substrats rocheux dominés par *Codium bursa* et *Flabellia petiolata*, 20. Assemblages d'algues de Sciaphilic sur des substrats verticaux/sous-verts durs avec *Flabellia*

petiolata et du *Halimeda tuna*, 21. Assemblage d'algues de Sciaphilic sur des substrats durs avec *Flabellia petiolata* et *Peyssonnelia spp.*, 22. Canyon submergé, 23. Grottes submergées. Les données sur la distribution de tous les types d'habitats sont manquantes et des cartes détaillées et des données sont disponibles pour les 3 sites.

Les algues brunes *Cystoseira spp.* forment des couverts denses le long des côtes rocheuses intertidales et subtidales. Des déclinés historiques dans l'étendue et la qualité, pour au moins un siècle et en particulier d'espèces prospérant dans les bassins rocheux et dans la zone infralittorale, sont documentés dans de nombreuses régions de la Méditerranée (mer Adriatique, France, Mer Ligurienne, Détroit de Sicile). Les champs d'algues remplacent les couverts, avec un passage de haute à faible diversité des habitats. Dans de nombreux fonds rocheux côtiers, un changement du système dominé par les algues formant des canopés aux barrens dominés par l'oursin (*Paracentrotus lividus* et *Arbacia lixula*) peut également se produire, principalement en raison de la pêche illégale destructrice du mollusques rocheux *Lithophaga lithophaga* et de la surpêche des poissons prédateurs d'oursins primaires. Malgré l'expansion progressive des **zones stériles** le remplacement des canopés d'algues et d'autres assemblages de fond rocheux est actuellement largement reconnu (mer de la Méditerranée de l'Ouest et de l'Est), aucun travail publié n'a été destiné à l'évaluation de l'extension des stériles (1).

Selon Telesca et al. (2015), «la superficie perdue estimée de *Posidonia oceanica* était de 124 091 ha au cours des 50 dernières années, ce qui correspond à une régression moyenne de 10,1% de la superficie totale connue (bassin Méditerranéen). Si l'on considère uniquement les zones pour lesquelles nous avons des informations historiques (368 837 ha), la perte estimée de *P. oceanica* était de 33,6% ».

Étendue spatiale des prairies de *Posidonia oceanica* à travers la Méditerranée (source : Telesca et al., 2015).

	Mer Méditerranée	Bassin occidental	Bassin oriental
Longueur de littoral (km)	46000	11.621 25%	34 379 75%
Longueur de littoral avec <i>P. oceanica</i> (km)	11907	6201 14%	5 706 12%
Longueur de littoral sans <i>P. oceanica</i> (km)	12622	3925 9%	8 697 19%
Longueur de littoral sans données (km)	21471	1494 3%	19 977 43%
Aire totale de <i>P. oceanica</i> (ha)	1224707	510715 41.7%	713 992 58.3%

Les laminaires comme *Laminaria rodriguezii* sont maintenant confinée au plus profond de la mer Méditerranée (Baléares et les îles Alboran). Les quelques données temporelles de la mer Adriatique, obtenues dans les enquêtes menées entre 1948-1949 et 2002, ont montré que cette espèce est devenue particulièrement rares ou a complètement disparu de cette région. En 2010, de nombreuses enquêtes n'ont montré aucun rétablissement de l'espèce. Ces pertes ont été liées aux intenses chalutages. Dans d'autres régions de France, d'Italie et de Tunisie les données de l'espèce remontent principalement aux années 1960-1970, alors que dans ce travail des informations récentes accessibles sur l'état de ces populations n'a pas été trouvé. Seulement deux habitats ont été évalués comme étant menacée compte tenu de la zone d'occupation : **les habitats biogéniques du mediolittoral rocheux Méditerranéen** représentés par des mollusques vermétides et par les algues rouges comme les *Lithophyllum byssoides* et *Neogoniolithon brassica-florida*, et les **communautés photophiles dominées** par les algues calcaires, formant l'habitat, qu'on trouve dans quelques sites seulement sur la rive européenne de la Méditerranée.

Notre connaissance des habitats pélagiques pour la mer Méditerranée est généralement limitée aux zones côtières pour lesquelles il existe plusieurs stations de surveillance à long terme pour le zooplancton (O'Brien et al., 2010) et le phytoplancton. Nos connaissances sur la haute mer sont plus

rare, mais les données satellitaires et la modélisation associée à une régionalisation (D'Ortenzio et al., 2009) sont disponibles, qui peuvent être utilisées pour l'indicateur pélagique OSPAR déjà développé adaptable à la Méditerranée (PH2, Cf. OSPAR, 2017). Il faut ajouter que ces données peuvent également être utilisées pour le descripteur "eutrophisation" (descripteur 5 de la DCSMM). D'autres études appliquées à l'ensemble du bassin méditerranéen, compte tenu des composantes supplémentaires de l'habitat pélagique existent, comme le travail de Berline et al. (2014) compte tenu de la dispersion des larves. Ces études peuvent être utilisées comme base de référence pour le développement des indicateurs liés aux habitats pélagiques (les habitats pélagiques doivent être considérés à l'échelle écohydrodynamique, voir Ostle et al., 2017), et notamment pour la prise en compte de la répartition des espèces de plancton. Cette approche pourrait également être utilisée pour regrouper les AMPs existantes ou choisir de nouvelles AMPs en fonction de leur importance en termes de communautés de plancton et, par conséquent, pour le reste du réseau trophique marin.

La répartition des **zones d'alevinage** (qui sera développé d'avantage dans l'EO3) de 11 espèces commerciales importantes de poissons benthiques et de crustacés a été évaluée dans les eaux de l'Union européenne en Méditerranée à l'aide de séries chronologiques de données relevées sur les chaluts de fond dans le but d'identifier les zones de recrutement les plus persistantes (17). Un chevauchement spatial interspécifique entre les aires de croissance a été principalement trouvé le long du rebord de nombreux secteurs de la Méditerranée du Nord, ce qui indique un potentiel élevé pour la mise en œuvre des mesures de conservation et de gestion. Les nouvelles connaissances sur la distribution et la persistance des espèces démersales peuvent également servir à l'application de mesures de conservation spatiales, comme la désignation de nouvelles AMP complètement protégées dans les eaux méditerranéennes de l'UE et leur insertion dans un réseau de conservation. L'établissement de zones de non-prélèvement doit être cohérent avec les objectifs de la politique commune de la pêche qui applique l'approche écosystémique à la gestion de la pêche et aux exigences de la DCSMM pour maintenir ou assurer l'intégrité des fonds marins et le bon état écologique.

Les premières cartes continues des **habitats coralligènes et les maërls** en Méditerranée ont été établies pour tout le bassin, par des techniques de modélisation (5). De nouvelles informations importantes ont été acquises auprès de Malte, l'Italie, la France (Corse), l'Espagne, la Croatie, la Grèce, l'Albanie, l'Algérie, la Tunisie et le Maroc, ce qui rend la base de données actuelle la plus complète à ce jour. Cependant, il existe des zones en Méditerranée où les données sont rares (Albanie, Algérie, Chypre, Israël, la Libye, Monténégro, Maroc, Syrie, Tunisie et Turquie) ou totalement absente (Bosnie-Herzégovine, l'Égypte, le Liban et la Slovénie). Les connaissances sur les bancs de maërl sont quelque peu limitées par rapport à ce qui est disponible pour les affleurements coralligènes ; une mise à jour a néanmoins été réalisée. Les données spatiales sur la répartition des maërls qui étaient inconnues auparavant sont désormais disponibles pour la Grèce, la France (Corse), Chypre, la Turquie, l'Espagne et l'Italie, Malte et la Corse, en particulier, ont d'importantes bases de données pour cet habitat comme souligné par des enquêtes à petite échelle dans des zones cibles.

L'évaluation à petite échelle (i) de la répartition actuelle et historique connue de *P. oceanica*, (ii) la superficie totale des prés et (iii) l'ampleur des phénomènes régressifs dans les dernières décennies est également disponible (6). Les résultats ont montré l'actuelle répartition spatiale de *P. oceanica*, couvrant une zone connue de 1 224 707 ha, soulignant le manque de données pertinentes dans une partie du bassin (21 471 km linéaires de littoral). L'estimation de la régression des prairies s'élève à 34 % au cours des 50 dernières années, montrant que ce phénomène généralisé devait être principalement attribué aux effets cumulatifs de multiples facteurs locaux.

Nos connaissances sur les **habitats en haute mer** à l'échelle de l'ensemble du bassin méditerranéen sont extrêmement faibles et limitées aux seuls sites de la Méditerranée occidentale qui ont bénéficié de beaucoup d'attention dans les dernières décennies (p. ex., Cap de Creus Canyon, le sud de la mer Adriatique, Santa Maria di Leuca, Province de corail de Santa Maria di Leuca, la mer d'Alboran). L'absence d'information sur les habitats en haute mer en Afrique du Nord et dans la partie orientale de la Méditerranée est particulièrement évidente.

CONCLUSIONS

Conclusions (étendues)

- L'expertise régionale, les programmes de recherche et de surveillance au cours des dernières décennies ont eu tendance à mettre l'accent sur quelques habitats méditerranéens spécifiques. L'exploration des habitats comme les bio-constructions dans les eaux allant de très peu profondes à la haute mer devrait être encouragée davantage.
- En dépit de l'importance scientifique des études chronologiques, le financement de nombreux programmes de surveillance est en danger, et une bonne partie de la Méditerranée reste non seulement sous-échantillonnée mais simplement non échantillonnée. La surveillance devrait être coordonnée et normalisée de sorte que les résultats puissent être aisément comparables, du moins pour certaines variables, décidées a priori,
- À côté des critères tels que la réduction de la quantité et de la qualité et de la répartition géographique, d'autres recherches devraient se concentrer sur les processus conduisant à une faible diversité des habitats. Des changements de régime sont omniprésents dans les écosystèmes marins, allant de l'effondrement des populations individuelles, telles que le poisson, à la disparition d'habitats, tels que les forêts d'algues macroscopiques et les herbiers marins. Le manque d'une compréhension claire des feedbacks qui participent à ces processus limite souvent la possibilité de mettre en œuvre des pratiques de restauration.
- Pour que le descripteur de l'intégrité du fond marin soit opérationnel, 8 attributs du système des fonds marins ont été suggérés pour fournir des informations adéquates répondant aux exigences de la DCSMM : (i) substrat, (ii) bioingénieurs, (iii) concentration en oxygène, (iv) contaminants et substances dangereuses, (v) composition des espèces, (vi) distribution granulométrique, (vii) trophodynamique et (viii) flux d'énergie et traits d'histoire de la vie. Une question importante consiste à sélectionner les échelles spatiales et temporelles appropriées. Certains de ces attributs tels que la composition des espèces, les flux d'énergie et les traits d'histoire de vie sont également importants pour les habitats pélagiques.
- Augmenter la couverture géographique de la protection, établir de nouveaux champs d'AMP (et ensuite des réseaux d'AMP) dans le sud et l'est de la Méditerranée (la plupart des AMP sont concentrées dans le centre-nord de la Méditerranée) puisque les descripteurs 1, 3, 4 et 6 se sont avérés évoluer favorablement dans les AMP de la Méditerranée. L'utilisation de réseaux d'AMP comme volume de référence pour évaluer l'atteinte de BEE devrait être prise en compte. Le BEE devrait être atteints dans toutes les eaux de la Méditerranée d'ici 2020. En outre, il s'agit d'établir des zones économiques exclusives (ZEE) dans les pays de l'UE et d'encourager d'autres États non membres de l'UE à faire de même. Cela permettra de réduire ou d'éliminer la Haute mer en Méditerranée. En dehors des ZEE, en fait, la mer est un "no man's land" et les réglementations sont faibles, en particulier pour l'exploitation minière dans les eaux profondes et la pêche.
- Les états côtiers sont en train de formuler leurs critères et les protocoles de contrôle associés pour la reconnaissance du BEE. Cela aboutit à de très grandes disparités dans les interprétations des descripteurs/indicateurs entre États côtiers, notamment dans la terminologie écologique utilisée : c'est particulièrement évident dans la définition de l'intégrité du plancher (Descripteur 6) qui varie largement entre les différents pays comme l'Espagne, l'Italie, la Slovénie, la Croatie, Chypre et la Bulgarie (1). Les programmes de surveillance souffrent également des mêmes incohérences. La conséquence est que, dans la plupart des pays de l'UE, les critères de mise en œuvre du BEE ne sont pas clairs, avec l'absence de méthodes d'harmonisation entre les pays. Des travaux significatifs ont été réalisés pour la DCSMM au niveau européen, par l'intermédiaire des conventions OSPAR et HELCOM notamment, où des lignes directrices de surveillance ont été produites. La cohérence avec ce travail et avec les directives produites devrait être considérées dans le processus EcAp.
- Les analyses à grande échelle ont permis de développer nos connaissances sur l'étendue des habitats et des menaces mais elles sont souvent biaisées par l'extrapolation de quelques études à petite échelle ou par des évaluations à grande échelle de basse résolution. Cela limite beaucoup la capacité d'évaluer l'état et les trajectoires de changement dans les habitats méditerranéens
- Le réchauffement des océans, l'acidification, les phénomènes climatiques extrêmes et les invasions biologiques devraient augmenter dans les prochaines années. Ces derniers sont difficiles à

évaluer et à gérer. Une plus grande attention devrait être dirigée vers les menaces qui peuvent être plus facilement atténuées comme le chalutage, le trafic maritime et le chargement de nutriments provenant de certaines activités terrestres. Dans ce cadre, l'amélioration des connaissances sur la répartition et l'intensité des menaces (p. ex., pêche, bioinvasions, les déchets marins, l'exploitation minière des fonds marins, les infrastructures côtières et non côtières) pour réduire les incertitudes sur leurs effets doit être également augmentée.

- Il faut favoriser le libre accès aux données, en particulier celles découlant de projets de l'UE, par le biais de bases de données institutionnelles établies en vertu des règles et protocoles approuvés par l'UE. Les données découlant de projets de l'UE sont encore très fragmentées et ne sont pas stockées dans un référentiel unique où les données sont disponibles dans un format standard avec un protocole d'accès.

- Le processus de planification spatiale maritime (PSM) tout au long de la Méditerranée doit être largement soutenu, compte tenu des activités qui devraient augmenter dans l'avenir (p. ex., l'aquaculture, le trafic maritime, l'exploitation minière des fonds marins)

Lacunes dans les connaissances

Il existe des lacunes importantes concernant la connaissance / la surveillance des stades larvaires des poissons (ichtyoplankton), mais aussi pour les micro-organismes de plancton pour les habitats pélagiques.

Liste de références

<http://www.coconet-fp7.eu/>

<http://www.perseus-net.eu/site/content.php>

Bazairi C.H., Ben Haj, S., Boero, F., Cebrian, D. 2010. The Mediterranean Sea Biodiversity: state of the ecosystems, pressures, impacts and future priorities. RAC/SPA, Tunis

Danovaro R., J. B. Company, C. Corinaldesi, G. D'Onghia, B. Galil, C. Gambi, A. J. Gooday, N. Lampadariou, G. M. Luna, C. Morigi, K. Olu, P. Polymenakou, E. Ramirez-Llodra, A. Sabbatini, and Sard. 2010. Deep-sea biodiversity in the Mediterranean Sea: The known, the unknown, and the unknowable. Plos One 5.

Martin C.S., Giannoulaki M., De Leo F., Scardi M., Salomidi M., Knitweiss L., Pace ML., Garofalo G., Gristina M., Ballesteros E., Bavestrello G., Belluscio A., Cebrian E., Gerakaris V., Pergent G., Pergent-Martini C., Schembri P.J., Terribile K., Rizzo L., Ben Souissi J., Bonacorsi M., Guarnieri G., Krzelj M., Macic V., Punzo E., Valavanis V., and Fraschetti S. 2014. Coralligenous and maërl habitats: predictive modelling to identify their spatial distributions across the Mediterranean Sea. Scientific Reports 4, 5073. DOI: 10.1038/srep05073

Telesca L., Belluscio A., Criscoli A., Ardizzone G., Apostolaki E.T., Fraschetti S., Gristina M., Knittweis L., Martin C.S., Pergent G., Alagna A., Badalamenti F., Garofalo G., Gerakaris V., Pace M.L., Pergent-Martini C., and Salomidi M. Seagrass meadows (*Posidonia oceanica*) distribution and trajectories of change. 2015. Scientific Reports, 5: 12505

Boero F. 2003. State of knowledge of marine and coastal biodiversity in the Mediterranean Sea. UNEP, SPA-RAC: Tunis, Tunisia

Claudet J., and S. Fraschetti. 2010. Human-driven impacts on marine habitats: A regional meta analysis in the Mediterranean Sea. Biological Conservation 143: 2195-2206.

Airoldi L., and M. W. Beck. 2007. Loss, status and trends for coastal marine habitats of Europe. Oceanography and Marine Biology, 45: 345-405.

- Micheli F., Halpern B.S., Walbridge S., Ciriaco S., Ferretti F., Fraschetti S., Lewison R., Nykjaer L., and Rosenberg A.A. 2013. Cumulative human impacts on Mediterranean and Black Sea marine ecosystems: assessing current pressures and opportunities. *PLoS ONE* 8 (12), e79889.
- Coll M., C. Piroddi, and C. a. Albouy. 2012. The Mediterranean Sea under siege: Spatial overlap between marine biodiversity, cumulative threats and marine reserves. *Global Ecology and Biogeography* 21:465-480.
- Coll M., C. Piroddi, J. Steenbeek, K. Kaschner, F. B. Lasram, J. Aguzzi, E. Ballesteros, C. N. Bianchi, J. Corbera, T. Dailianis, R. Danovaro, M. Estrada, C. Froglia, B. S. Galil, J. M. Gasol, R. Gertwagen, J. Gil, F. Guilhaumon, K. Kesner-Reyes, M. S. Kitsos, A. Koukouras, N. Lampadariou, E. Laxamana, C. M. L. F. de la Cuadra, H. K. Lotze, D. Martin, D. Mouillot, D. Oro, S. Raicevich, J. Rius-Barile, J. I. Saiz-Salinas, C. San Vicente, S. Somot, J. Templado, X. Turon, D. Vafidis, R. Villanueva, and E. Voultsiadou. 2010. The Biodiversity of the Mediterranean Sea: Estimates, Patterns, and Threats. *Plos One* 5
- Rivetti I., S. Fraschetti, P. Lionello, E. Zambianchi, and F. Boero. 2014. Global warming and mass mortalities of benthic invertebrates in the Mediterranean Sea. *Plos One* 9: 1-22
- Perkol-Finkel S., Ferrario F., Nicotera V., Airoidi L. 2012. Conservation challenges in urban seascapes: promoting the growth of threatened species on coastal infrastructures. *Journal of Applied Ecology* 49: 1457-1466
- Williamson, P., Smythe-Wright, D., and Burkill, P., Eds. 2016. Future of the Ocean and its Seas: a non-governmental scientific perspective on seven marine research issues of G7 interest. ICSU-IAPSO-IUGG-SCOR, Paris.
- Boero et al. 2015. The future of the Mediterranean Sea Ecosystem: towards a different tomorrow. *Rend. Fis. Acc. Lincei* 26: 3-12
- Colloca F, Garofalo G, Bitetto I, Facchini MT, Grati F, Martiradonna A, et al. (2015) The Seascape of Demersal Fish Nursery Areas in the North Mediterranean Sea, a First Step Towards the Implementation of Spatial Planning for Trawl Fisheries. *PLoS ONE* 10(3): e0119590
- Galil B., 2012. Truth and consequences: the bioinvasion of the Mediterranean Sea. *Integrative Zoology* 7: 299-311
- Zenetos A., et al. 2010. Alien species in the Mediterranean Sea by 2010. A contribution to the application of European Union's Marine Strategy Framework Directive (MSFD). Part I. Spatial distribution. *Mediterranean Marine Science* 11: 381-493
- O'Brien TD, Wiebe PH, Hay S (2010) ICES Zooplankton Status Report 2008/2009 ICES Cooperative Research Report No 307 152
- Berline, L., Rammou, A., Doglioli, A., Molcard, A., Petrenko, A., 2014. A connectivity-based ecoregionalization of the Mediterranean sea. *Plos One* 9(11) e111978. doi: 10.1371/journal.pone.0111978.
- D'Ortenzio F, Ribera d'Alcalà M (2009) On the trophic regimes of the Mediterranean sea: a satellite analysis. *Biogeosciences* 6: 139–148.
- Ostle C., Artigas F., Aubert A., Budria A., Graham G., Johansen M., Johns D., Padegimas B., Rombouts I. & McQuatters-Gollop A. (2017, in print). "Programming outputs for constructing

the plankton lifeform indicator from disparate data types” as a contribution to the EU Co-financed EcApRHA project (Applying an ecosystem approach to (sub) regional habitat assessments), Deliverable report No. 1.1., 34p.

OSPAR (2017, under publication.). Draft indicator assessment on “Changes in plankton biomass and abundance (PH2)” a contribution to the OSPAR Intermediate Assessment, 2017”, OSPAR. Available from July 2017 at: www.ospar.org/assessments

Brodeur R.D., Link J.S., Smith B.E., Ford M.D., Kobayashi D.R., Jones T.J. 2016. Ecological and economic consequences of ignoring jellyfish: a plea for increased monitoring of ecosystems, *Fisheries*, 41:11, 630-637

Objectif Ecologique 1 (OE1): Biodiversité

Note: Les cartes et les illustrations sont provisoires

OE1: Indicateur commun 3: Aire de répartition des espèces (Mammifères marins)

GENERAL

Rapporteur: CAR/ASP

Échelle géographique de l'évaluation: Régional: Méditerranée

Pays contributeurs

Thème central 2- Biodiversité et Ecosystèmes

Objectif Ecologique OE1: La diversité biologique est maintenue ou améliorée. La qualité et l'occurrence des habitats côtiers et marins et la répartition et l'abondance des espèces côtières et marines sont conformes aux conditions physiographiques, hydrographiques, géographiques et climatiques en vigueur.

Indicateur Commun de l'IMAP Indicateur commun 3 (IC3): Aire de répartition des espèces (Mammifères marins)

Code de la Fiche d'évaluation de l'indicateur OE1IC3

Justification/ Méthodes

Contexte (bref)

Une information robuste sur l'occurrence et l'aire de répartition des espèces est la ligne de base pour effectuer d'autres recherches approfondies et pour mieux connaître l'état de conservation des populations cibles. Ils sont donc essentiels pour informer la conservation et la gestion à l'échelle temporelle et spatiale diversifiée. Les cétacés en Méditerranée sont protégés par des cadres réglementaires (par exemple, la Directive Habitat et la Directive-Cadre sur la Stratégie pour le Milieu Marin) et par plusieurs accords internationaux tels que ACCOBAMS entre autres, ce qui non seulement indique dans une certaine mesure les priorités en matière de conservation, mais aussi indique clairement les détails des activités de surveillance qui devraient être en place. En conséquence, ces informations et le processus de collecte sont nécessaires pour respecter les réglementations nationales et internationales.

Contexte (étendu)

Contexte et justification de l'intégrité des habitats et des fonds marins, les pressions et les catalyseurs clés

Le but de cet indicateur est de fournir des informations sur la zone géographique où se produisent des espèces de mammifères marins, et à déterminer les aires de répartition des cétacés et des phoques qui sont présents dans les eaux de la Méditerranée. La répartition d'une espèce donnée de mammifère marin est généralement décrite par une carte, décrivant la présence des espèces, leur fréquence et leur distribution. Les systèmes d'information géographique (SIG) sont couramment utilisés pour représenter graphiquement les données de surveillance et les cartes de répartition des espèces. Les données sur la répartition des mammifères marins sont généralement recueillies au cours des campagnes de collecte de données à partir de navires et des relevés aériens, ou acoustiques, ou par des observateurs de baleines, des ferries, des navires de croisière, des navires militaires.

Douze espèces de mammifères marins - un phoque et 11 cétacés - sont régulièrement présents en Méditerranée ; Ces 12 espèces appartiennent à des populations (ou sous-populations, sensu UICN) qui sont génétiquement différentes de leurs congénères de l'Atlantique Nord. Le phoque moine de Méditerranée (*Monachus monachus*) et les 11 espèces de cétacés (rorqual commun, *Balaenoptera physalus* ; cachalot, *Physeter macrocephalus* ; la baleine à bec de Cuvier, *Ziphius cavirostris* ; le dauphin commun, *Delphinus delphis* ; globicéphale à nageoires longues, *Globicephala melas* ; dauphin de Risso, *Grampus griseus* ; orque, *Orcinus orca*, dauphin bleu *Stenella coeruleoalba* ; Dauphins à dents, *Steno bredanensis* ; le grand dauphin, *Tursiops truncatus* ; le marsouin commun, *Phocoena phocoena relicta*) font face à plusieurs menaces, suite à de fortes pressions anthropiques sur l'ensemble du bassin méditerranéen.

L'état de conservation des mammifères marins dans la région est menacé par de nombreux impacts humains, comme : (1) la mise à mort délibérée (principalement en raison des interactions avec la pêche), le sonar naval, les collisions avec les navires, les épizooties, la capture accessoire, la pollution chimique et de l'ingestion de débris solides ; (2) le déplacement de l'habitat à court terme à la suite d'exercices navals utilisant des sonars, les relevés sismiques, la perturbation et le bruit des navires ; et (3) le déplacement à long terme causé par l'épuisement de la nourriture en raison de la surpêche, l'aménagement côtier et éventuellement le changement climatique.

Deux de ces espèces ont des distributions très limitées : le marsouin commun, représentant probablement un petit reste de population en mer Égée, et l'orque, présente seulement en petite population de quelques individus dans le détroit de Gibraltar.

Des 12 espèces de mammifères marins énumérées ci-dessus, sept sont inscrites sous une catégorie menacée sur la Liste rouge de l'UICN, trois sont répertoriées comme Données insuffisantes et deux doivent être évaluées.

Contexte politique et objectifs

Les populations de cétacés de la Méditerranée sont protégées dans le cadre de l'ACCOBAMS (Accord sur la conservation des cétacés de la mer Noire, de la Méditerranée et de la zone atlantique adjacente), sous les auspices de la Convention du PNUE sur la conservation des espèces migratrices appartenant à la faune sauvage (PNUE/CMS). Le sanctuaire Pelagos est une grande zone de protection marine, créé par la France, l'Italie et Monaco dans le bassin Corsico-Ligure-Provençal et la mer Tyrrhénienne, où la plupart des espèces de cétacés sont régulièrement observées et bénéficient de son système de conservation.

Toutes les espèces de cétacés en Méditerranée sont également protégées en vertu de l'annexe II du protocole SPA-BD de la Convention de Barcelone ; en vertu de l'annexe I de la Convention de Berne ;

en vertu de l'annexe II de la Convention de Washington (CITES) ; et en vertu de l'annexe II de la Convention de Bonn (CMS).

Le dauphin commun, le cachalot et la baleine à bec de Cuvier et le phoque moine de Méditerranée font également partie de la liste de l'annexe I de la Convention de Bonn (CMS). Le grand dauphin, le marsouin commun et le phoque moine de Méditerranée font également partie de la liste de l'annexe II de la Directive des Habitats de l'UE.

Méthodes d'évaluation

Enquêtes visuelles et acoustiques

Avant la conduite de n'importe quel type de surveillance de populations animales visée à évaluer la distribution d'espèce, il est essentiel de définir les objectifs principaux du programme, à côté de la collecte d'informations pertinentes sur la zone d'étude cible et la présence, l'occurrence et le comportement de l'espèce. Ces éléments sont essentiels pour choisir la bonne méthodologie de collecte de données, l'approche de conception d'enquête et le cadre analytique.

Nous pouvons identifier au moins cinq approches potentielles à entreprendre lors de la surveillance des cétacés :

1. Relevés visuels des plates-formes d'observation des navires, des aéronefs ou des terres (LOP).
2. PAM effectué lors d'enquêtes sur les navires avec des hydrophones remorqués.
3. PAM effectué par une surveillance acoustique statique, p.ex. en utilisant T-PODs ou EARS.
4. Une combinaison de toutes ou de certaines des méthodes ci-dessus.
5. Étiquetage et suivi par satellite.

L'enquête aérienne visuelle et les études acoustiques et visuelles offrent plusieurs avantages, mais présentent une certaine limitation en fonction des espèces cibles. Par conséquent, lorsque vous décidez de la méthode de surveillance à mettre en œuvre, il est essentiel de considérer les limites de chaque approche et de comparer les différentes méthodologies. En général, les relevés effectués à partir d'un navire ou d'un avion ont une faible résolution temporelle. Les enquêtes sur les navires peuvent avoir un biais en raison des mouvements réactifs des animaux, les systèmes acoustiques stationnaires ont souvent une faible résolution spatiale et sont intrinsèquement problématiques d'un point de vue logistique en termes de déploiement d'instruments.

La surveillance acoustique passive

Les cétacés, en particulier les odontocètes, sont des animaux très vocaux qui peuvent produire des vocalisations pendant plus de 80% du temps (par exemple le cachalot). La surveillance de ces sons permet, par conséquent, de recueillir des informations sur l'utilisation de l'habitat spatial et temporel. La collecte de données acoustiques pour les cétacés présente des avantages significatifs par rapport aux méthodes visuelles. En fait, les méthodes acoustiques peuvent être automatisées, les données peuvent être collectées 24 heures par jour pendant une longue période de temps, la collecte des données ne dépend pas des compétences de l'observateur, est moins sensible aux conditions météorologiques et peut détecter la présence d'animaux de plongée non disponibles pour observations visuelles. Les inconvénients des méthodes PAM sont qu'ils reposent sur des animaux produisant des sons dans une plage de détection utile et sont identifiables au niveau de l'espèce.

Surveillance satellitaire

L'information sur la distribution et les mouvements d'animaux individuels peut aider à identifier les habitats critiques, les itinéraires et les modèles de migration, pour définir les limites entre les populations, ainsi que pour identifier et quantifier les menaces potentielles lors des migrations à

longue distance (c.-à-d collision avec les bateaux). La conservation efficace des populations animales est renforcée par cette information, qui peut également être utile lors de la conception de programmes de surveillance.

Pour faire des inférences sur les grandes populations dans une vaste zone, de nombreux animaux doivent être étiquetés, en particulier dans les espèces présentant une forte variation individuelle du comportement.

De nombreux types d'étiquettes ont été utilisés dans les études sur les cétacés, y compris les émetteurs VHF, les balises satellites et les enregistreurs de données GPS. La télémétrie par satellite, basée sur la transmission du signal entre les animaux marqués et le réseau satellitaire ARGOS, offre une couverture pratiquement totale des océans et des plans d'eau et de la terre et peut être utilisée pour suivre les animaux même dans des endroits éloignés et difficiles à atteindre. En outre, en étant les données téléchargées sur les stations serveur terrestres, elles peuvent être consultées et analysées et sans avoir besoin de récupérer physiquement les balises.

Chaque animal marqué peut fournir une mine d'informations, mais la limitation est qu'en général, seuls quelques animaux peuvent être étiquetés dans une étude en raison d'un financement limité ou d'un accès aux animaux vivants. Les conclusions générales découlant de ces études doivent être soigneusement évaluées, surtout si tous les membres de la population ne sont pas également disponibles pour le marquage.

RESULTAS

Les résultats et l'État, y compris les tendances (brefs)

Les résultats et l'État, y compris les tendances (étendus)

Phoque moine de la Méditerranée - Régulièrement présents uniquement en mer Ionienne, en mer Egée et en Mer Levantine, les phoques moines de Méditerranée se reproduisent en Grèce et dans certaines zones de Turquie et de Chypre. La mise à mort délibérée, la perte et la dégradation des habitats, la perturbation et potentiellement des prises accessoires dans les engins de pêche sont les principales menaces.

Rorqual commun - Cette espèce est observée dans toute la Méditerranée, principalement dans le bassin ouest. Les rorquals communs de Méditerranée ont une distribution qui va des Baléares à la mer Ionienne et à l'Adriatique du sud, tandis que les baleines de l'Atlantique du nord nord-est (ANE) pénètrent en saison par le détroit de Gibraltar (Fig. 1). Les principales menaces anthropiques comprennent les collisions avec les navires, les perturbations, la pollution chimique et acoustique.

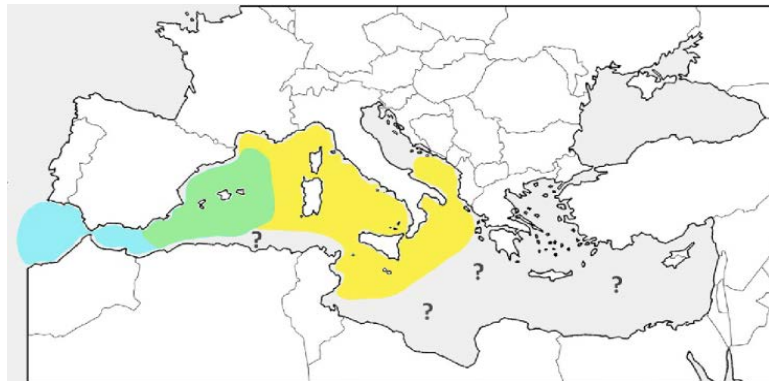


Fig. 1 – Distribution présumée de la population de rorqual commun (*Balaenoptera physalus*) en Méditerranée ; Bleu : la population nord-est de l'Atlantique Nord (baleines NENA). Jaune : population méditerranéenne (baleines MED). En vert, le chevauchement présumé entre les deux populations (de : Notarbartolo di Sciara, G., Castellote, M., Druon, J.N., Panigada, S. 2016. Fin whales: at home in a changing Mediterranean Sea? *Advances in Marine Biology Series*, 75:75-101).

Cachalot – les cachalots préfèrent les eaux profondes du bassin, avec des hot-spots localisés dans la fosse hellénique, la mer Ligure, la zone des Baléares et le détroit de Gibraltar. Les menaces de l'homme comprennent les collisions avec les navires, l'enchevêtrement dans les filets dérivants, l'ingestion de débris en plastique, les nuisances sonores anthropique et les contaminants chimiques.

La baleine à bec de Cuvier - Cette espèce est présente dans toute la Méditerranée, principalement le long du talus continental profond, en présence de canyons sous marins. Les baleines à bec de Cuvier sont particulièrement vulnérables aux sonars militaires et industriels, aux prises accessoires dans les engins de pêche, l'ingestion de plastiques.

Dauphin commun - le dauphins communs a diminué de façon importante en Méditerranée au cours des dernières décennies et est maintenant présent dans des endroits spécifiques au sein de la mer d'Alboran, de la mer de Sardaigne, du détroit de Sicile, de la mer Ionienne orientale, de la mer Egée et la mer Levantine. La disparition des proies à cause de la surpêche et de la mortalité accidentelle par les engins de pêche semble être la principale menace actuelle pour cette espèce en Méditerranée.

Globicéphale à nageoires longues - Actuellement, cette espèce est présente seulement dans le bassin occidental, principalement dans les eaux du large. Menaces actuelles : les prises accessoires dans les filets dérivants, les collisions avec les navires, les perturbations dues à l'utilisation de sonars militaires et la pollution chimique.

Dauphin de Risso - les dauphins de Risso sont présents - en nombres relativement faibles - tout au long de la mer Méditerranée, avec une préférence pour les eaux du talus continental Les aire de répartition connue comprennent la mer d'Alborán, Mer Ligure, Mer Tyrrhénienne, Adriatique, Mer Ionienne, Mer Egée, Mer Levantine et le détroit de Sicile.

Orque - Cette espèce est présente en saison dans le détroit de Gibraltar et les eaux adjacentes de l'Atlantique et est très rare dans le reste de la mer Méditerranée. De fortes interactions négatives avec les pêcheries de thon artisanales ont été décrites.

Dauphin bleu - C'est l'espèce de cétacé la plus courante en Méditerranée, qui utilise principalement les eaux profondes du large, du Bassin Levantin au détroit de Gibraltar. Sujet à un large éventail de menaces qui affectent la population méditerranéenne, comme les épizooties morbillivirus et des niveaux élevés de polluants chimiques.

Dauphins à dents - Il est courant en Méditerranée orientale seulement, en particulier dans la mer du Levant, à de très faibles densités et de distributions limitées. Soumis aux mêmes effets humains que d'autres dauphins, y compris les prises accessoires, la pollution acoustiques et chimique.

Grand dauphin - C'est une des espèces les plus communes dans toute la Méditerranée, principalement sur le plateau continental. Les menaces humaines comprennent la mortalité par les engins de pêche, la mise à mort directe, la perte ou la dégradation de l'habitat, y compris l'aménagement du littoral, la surpêche des proies et les niveaux élevés de contamination.

Marsouin commun - Cette sous-espèce de cétacés, que l'on trouve généralement en mer Noire, est parfois observée dans le nord de la mer Égée. Les principales menaces dans la mer Noire comprennent les niveaux élevés de prises accessoires dans les engins de pêche, les phénomènes de mortalité et la dégradation de l'habitat.

CONCLUSIONS

Conclusions (brief)

Les connaissances actuelles sur la présence, la distribution, l'utilisation de l'habitat et les préférences des mammifères marins de la Méditerranée restent limitées et partielles à l'échelle régionale, en raison

d'une répartition inégale de l'effort de recherche au cours des dernières décennies, principalement axées sur des zones spécifiques du bassin. Tout au long de la Méditerranée, les zones bénéficiant de moins d'informations et de données sur la présence, la fréquence et de la distribution des mammifères marins sont le sud-est du bassin, y compris le Bassin Levantin, et les côtes de l'Afrique du Nord. En outre, les mois d'été sont les plus représentatifs et très peu d'informations sont disponibles pour les mois d'hiver, lorsque les conditions de mener des campagnes de recherche en mer sont particulièrement difficiles en raison de l'adversité météorologique.

La présence et la distribution des mammifères marins sont principalement liées à des habitats adaptés et de disponibilité des ressources alimentaires ; les pressions anthropiques, ainsi que le changement climatique, peuvent provoquer des changements et des évolutions dans la présence de mammifères marins, avec d'éventuels effets préjudiciables au niveau de la population. Par conséquent, afin de renforcer l'effort de conservation et de la gestion de l'information, il est crucial d'obtenir des descriptions détaillées et robuste de la distribution de l'espèce, les mouvements et l'étendue de la répartition géographique, avec des informations détaillées sur l'emplacement des zones de reproduction et d'alimentation.

ACCOBAMS prévoit la planification synoptique d'une enquête à l'échelle de la région, ACCOBAMS Survey Initiative (ASI), pour évaluer la présence et la distribution et estimer la densité et l'abondance des cétacés à l'été de 2018. En même temps, des scientifiques locaux travaillent sur l'identification des habitats essentiels des cétacés (CCHs) et sur les aires importantes pour les mammifères marins (IMMA) dans l'ensemble de la Méditerranée. Une analyse de l'écart est également menée au sein de la Méditerranée, pour fournir un inventaire des données disponibles et sélectionner les aires où davantage d'informations devraient être collectées.

Conclusions (extended)

Messages clés

Des études systématiques devraient être effectuées dans toute la Méditerranée.
Des efforts plus importants devraient être déployés dans des zones mal surveillées.
Les espèces répertoriées comme déficientes en données selon les critères de la Liste rouge doivent être considérées comme une priorité.

Lacunes dans les connaissances

Une partie majeure de la mer Méditerranée a fait l'objet d'une surveillance dans une certaine mesure pour évaluer l'occurrence, la distribution et l'aire de répartition de cétacés. Néanmoins, il existe une grande disparité dans la répartition générale des efforts de recherche, la plupart des recherches ayant été et sont encore menées dans la partie nord-ouest du bassin, où existent des séries de données longues couvrant jusqu'à trois décennies. Dans les pays du sud de la Méditerranée, les informations sur l'occurrence et la distribution des espèces proviennent principalement d'informations anecdotiques et de projets de recherche localisés. Les enquêtes systématiques dans ces domaines sont encore à leurs balbutiements. Des efforts devraient être faits pour allouer des recherches dans ces domaines afin de commencer à construire des informations de base et à obtenir éventuellement des séries de données de longue durée. L'écart actuel dans la disponibilité des données et par suite de la connaissance entrave l'identification des mesures de protection visant à la conservation des espèces au niveau régional.

Liste de references

Azzellino, A., Airoidi, S., Gaspari, S., Lanfredi, C., Moulins, A., Podestà, M., Rosso, M., Tepsich, P., 2016. Chapter Seven - Risso's Dolphin, *Grampus griseus*, in the Western Ligurian Sea: Trends in Population Size and Habitat Use, in: Giuseppe Notarbartolo Di Sciara, M.P. and B.E.C.

(Ed.), *Advances in Marine Biology, Mediterranean Marine Mammal Ecology and Conservation*. Academic Press, pp. 205–232.

- Azzellino, A., Gaspari, S., Airoidi, S., Nani, B., 2008. Habitat use and preferences of cetaceans along the continental slope and the adjacent pelagic waters in the western Ligurian Sea. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* 55, 296–323. doi:10.1016/j.dsr.2007.11.006
- Azzellino, A., Panigada, S., Lanfredi, C., Zanardelli, M., Airoidi, S., Notarbartolo di Sciara, G., 2012. Predictive habitat models for managing marine areas: Spatial and temporal distribution of marine mammals within the Pelagos Sanctuary (Northwestern Mediterranean sea). *Ocean & Coastal Management* 67, 63–74. doi:10.1016/j.ocecoaman.2012.05.024
- Bearzi, G., Reeves, R.R., Notarbartolo-Di-Sciara, G., Politi, E., Cañadas, A., Frantzis, A., Mussi, B., 2003. Ecology, status and conservation of short-beaked common dolphins *Delphinus delphis* in the Mediterranean Sea. *Mammal Review* 33, 224–252. doi:10.1046/j.1365-2907.2003.00032.x
- Carlucci, R., Fanizza, C., Cipriano, G., Paoli, C., Russo, T., Vassallo, P., 2016. Modeling the spatial distribution of the striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*) and common bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Gulf of Taranto (Northern Ionian Sea, Central-eastern Mediterranean Sea). *Ecological Indicators* 69, 707–721. doi:10.1016/j.ecolind.2016.05.035
- Carnabuci, M., Schiavon, G., Bellingeri, M., Fossa, F., Paoli, C., Vassallo, P., Gnone, G., 2016. Connectivity in the network macrostructure of *Tursiops truncatus* in the Pelagos Sanctuary (NW Mediterranean Sea): does landscape matter? *Popul Ecol* 58, 249–264. doi:10.1007/s10144-016-0540-7
- Carpinelli, E., Gauffier, P., Verborgh, P., Airoidi, S., David, L., Di-Méglio, N., Cañadas, A., Frantzis, A., Rendell, L., Lewis, T., Mussi, B., Pace, D.S., De Stephanis, R., 2014. Assessing sperm whale (*Physeter macrocephalus*) movements within the western Mediterranean Sea through photo-identification. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 24, 23–30. doi:10.1002/aqc.2446
- Caruso, F., Sciacca, V., Bellia, G., Domenico, E.D., Larosa, G., Papale, E., Pellegrino, C., Pulvirenti, S., Riccobene, G., Simeone, F., Speziale, F., Viola, S., Pavan, G., 2015. Size Distribution of Sperm Whales Acoustically Identified during Long Term Deep-Sea Monitoring in the Ionian Sea. *PLOS ONE* 10, e0144503. doi:10.1371/journal.pone.0144503
- Cucknell, A.-C., Frantzis, A., Boisseau, O., Romagosa, M., Ryan, C., Tonay, A.M., Alexiadou, P., Öztürk, A.A., Moscrop, A., 2016. Harbour porpoises in the Aegean Sea, Eastern Mediterranean: the species, presence is confirmed. *Marine Biodiversity Records* 9. doi:10.1186/s41200-016-0050-5
- Drouot, V., Gannier, A., Goold, J.C., 2004b. Summer social distribution of sperm whales (*Physeter macrocephalus*) in the Mediterranean Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the UK* 84, 675–680. doi:10.1017/S0025315404009749h
- Druon, J., Panigada, S., David, L., Gannier, A., Mayol, P., Arcangeli, A., Cañadas, A., Laran, S., Di Méglio, N., Gauffier, P., 2012. Potential feeding habitat of fin whales in the western Mediterranean Sea: an environmental niche model. *Marine Ecology Progress Series* 464, 289–306. doi:10.3354/meps09810
- Esteban, R., Verborgh, P., Gauffier, P., Alarcón, D., Salazar-Sierra, J.M., Giménez, J., Foote, A.D., de Stephanis, R., 2016. Chapter Five - Conservation Status of Killer Whales, *Orcinus orca*, in the

- Strait of Gibraltar, in: Giuseppe Notarbartolo Di Sciara, M.P. and B.E.C. (Ed.), *Advances in Marine Biology, Mediterranean Marine Mammal Ecology and Conservation*. Academic Press, pp. 141–172.
- Fontaine, M.C., 2016. Chapter Eleven - Harbour Porpoises, *Phocoena phocoena*, in the Mediterranean Sea and Adjacent Regions: Biogeographic Relicts of the Last Glacial Period, in: Giuseppe Notarbartolo Di Sciara, M.P. and B.E.C. (Ed.), *Advances in Marine Biology, Mediterranean Marine Mammal Ecology and Conservation*. Academic Press, pp. 333–358.
- Gannier, A., 2011. Using existing data and focused surveys to highlight Cuvier's beaked whales favourable areas: a case study in the central Tyrrhenian Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 63, 10–17. doi:10.1016/j.marpolbul.2010.03.037
- Gannier, A., Epinat, J., 2008. Cuvier's beaked whale distribution in the Mediterranean Sea: results from small boat surveys 1996–2007. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 88. doi:10.1017/S0025315408000428
- Gannier, A., Praca, E., 2007. SST fronts and the summer sperm whale distribution in the north-west Mediterranean Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the UK* 87, 187. doi:10.1017/S0025315407054689
- Giménez, J., Gómez-Campos, E., Borrell, A., Cardona, L., Aguilar, A., 2014a. The uncertain status of the Mediterranean and northeastern North Atlantic fin whale subpopulations: Reply to Castellote et al., *Rapid Commun. Mass Spectrom.* 2014, 28, 665–667. *Rapid Commun. Mass Spectrom.* 28, 668–670. doi:10.1002/rcm.6817
- Giménez, J., Gómez-Campos, E., Borrell, A., Cardona, L., Aguilar, A., 2013. Isotopic evidence of limited exchange between Mediterranean and eastern North Atlantic fin whales. *Rapid Commun. Mass Spectrom.* 27, 1801–1806. doi:10.1002/rcm.6633
- Karaa, S., Bradai, M.N., Jribi, I., Hili, H.A.E., Bouain, A., 2012. Status of cetaceans in Tunisia through analysis of stranding data from 1937 to 2009. *mammalia* 76, 21–29. doi:10.1515/mamm.2011.100
- Kerem, D., Goffman, O., Elasar, M., Hadar, N., Scheinin, A., Lewis, T., 2016. Chapter Eight - The Rough-Toothed Dolphin, *Steno bredanensis*, in the Eastern Mediterranean Sea: A Relict Population?, in: Giuseppe Notarbartolo Di Sciara, M.P. and B.E.C. (Ed.), *Advances in Marine Biology, Mediterranean Marine Mammal Ecology and Conservation*. Academic Press, pp. 233–258.
- Lanfredi, C., Azzellino, A., D'Amico, A., Centurioni, L., Rella, M.A., Pavan, G., Podesta, M., 2016. Key Oceanographic Characteristics of Cuviers Beaked Whale (*Ziphius cavirostris*) Habitat in the Gulf of Genoa (Ligurian Sea, NW Mediterranean). *Journal of Oceanography and Marine Research*.
- Laran, S., Gannier, A., 2008. Spatial and temporal prediction of fin whale distribution in the northwestern Mediterranean Sea. *ICES Journal of Marine Science* 65, 1260–1269. doi:10.1093/icesjms/fsn086
- Notarbartolo di Sciara, G., Venturino, M.C., Zanardelli, M., Bearzi, G., Borsani, F.J., Cavalloni, B., 1993. Cetaceans in the central Mediterranean Sea: Distribution and sighting frequencies. *Bolletino di zoologia* 60, 131–138. doi:10.1080/11250009309355800
- Panigada, S., Zanardelli, M., MacKenzie, M., Donovan, C., Mélin, F., Hammond, P.S., 2008. Modelling habitat preferences for fin whales and striped dolphins in the Pelagos Sanctuary

- (Western Mediterranean Sea) with physiographic and remote sensing variables. *Remote Sensing of Environment* 112, 3400–3412. doi:10.1016/j.rse.2007.11.017
- Pirotta, E., Matthiopoulos, J., MacKenzie, M., Scott-Hayward, L., Rendell, L., 2011. Modelling sperm whale habitat preference: a novel approach combining transect and follow data. *Marine Ecology Progress Series* 436, 257–272. doi:10.3354/meps09236
- Praca, E., Gannier, A., 2008. Ecological niches of three teuthophageous odontocetes in the northwestern Mediterranean Sea. *Ocean Science* 4, 49–59. doi:10.5194/os-4-49-2008
- Praca, E., Gannier, A., Das, K., Laran, S., 2009. Modelling the habitat suitability of cetaceans: Example of the sperm whale in the northwestern Mediterranean Sea. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* 56, 648–657. doi:10.1016/j.dsr.2008.11.001
- Praca, E., Laran, S., Lepoint, G., Thomé, J.-P., Quetglas, A., Belcari, P., Sartor, P., Dhermain, F., Ody, D., Tapie, N., Budzinski, H., Das, K., 2011. Toothed whales in the northwestern Mediterranean: insight into their feeding ecology using chemical tracers. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 1058–1065. doi:10.1016/j.marpolbul.2011.02.024
- Sciacca, V., Caruso, F., Beranzoli, L., Chierici, F., Domenico, E.D., Embriaco, D., Favali, P., Giovanetti, G., Larosa, G., Marinaro, G., Papale, E., Pavan, G., Pellegrino, C., Pulvirenti, S., Simeone, F., Viola, S., Riccobene, G., 2015. Annual Acoustic Presence of Fin Whale (*Balaenoptera physalus*) Offshore Eastern Sicily, Central Mediterranean Sea. *PLOS ONE* 10, e0141838. doi:10.1371/journal.pone.0141838

Objectif Ecologique 1 (OE1): Biodiversité

Note: Les cartes et les illustrations sont provisoires

OE1: Indicateur commun 3 IC3: Aire de répartition des espèces (Reptiles marins)

GENERAL

Rapporteur

CAR/ASP

Échelle géographique de l'évaluation : Régional: Méditerranée

Pays contributeurs

Aucune donnée nationale n'a été fournie pour cette évaluation

Thème central

2- Biodiversité et Ecosystèmes

Objectif Ecologique

OE1: La diversité biologique est maintenue ou améliorée. La qualité et l'occurrence des habitats côtiers et marins et la répartition et l'abondance des espèces côtières et marines sont conformes aux conditions physiographiques, hydrographiques, géographiques et climatiques en vigueur.

Indicateur Commun de l'IMAP

Indicateur commun 3 (IC3) : Aire de répartition des espèces (Reptiles marins)

Code de la Fiche d'évaluation de l'indicateur

OE1 IC3

JUSTIFICATION/ METHODES

Contexte (bref)

Cette évaluation présente un bref aperçu de l'aire de répartition connue de la tortue Caouanne et tortue marine verte à la reproduction, alimentation et l'hivernage, sur la base des données publiées. Les tortues marines sont des espèces modèles idéales pour évaluer l'indicateur sélectionné, car leurs populations sont dispersées dans toute la Méditerranée, en tant qu'habitats discrets de reproduction, d'alimentation, d'hivernage et de développement des habitats (Casale & Margaritoulis 2010), ce qui fait que les deux espèces de tortues marines sont un indicateur fiable sur le statut de la biodiversité dans cette région. Par conséquent, l'objectif de cet indicateur est de déterminer l'aire de répartition d'espèces de tortues marines qui sont présentes dans les eaux méditerranéennes, en particulier les espèces sélectionnées par les Parties.

Contexte (étendu)

Contexte et justification

En biologie, l'aire de répartition d'une espèce donnée est la zone géographique dans laquelle cela se trouve (c.-à-d. l'étendue maximale). Une représentation visuelle de l'étendue totale (c.-à-d. l'aire de répartition) d'une espèce est une carte (la dispersion étant représentée par l'écart de densité de la population locale dans cette aire de répartition). La distribution de l'espèce est représentée par la disposition spatiale des individus d'une espèce donnée dans une zone géographique. Par conséquent,

L'objectif de cet indicateur consiste à déterminer la répartition des espèces de tortues de mer qui sont présents dans les eaux de la Méditerranée, en particulier des espèces sélectionnées par les Parties. Les tortues de mer constituent une espèce modèle idéale pour évaluer l'indicateur choisi, parce que leurs populations sont dispersées dans l'ensemble de la Méditerranée, sous forme de reproduction, d'alimentation, d'hivernage et d'habitats distincts (Margaritoulis et 2010), ce qui fait des deux espèces de tortues marines un indicateur fiable sur l'état de la biodiversité dans cette région. Trois espèces de tortues marines sont présentes en Méditerranée (tortue luth, *Dermochelys coriacea* ; verte, *Chelonia mydas* ; et caouanne, *Caretta caretta*), mais seule la verte et les tortues caouannes se reproduisent dans le bassin et ont un flux de gènes limité avec celles de l'Atlantique, même si, les tortues de l'Atlantique ne pénètrent pas dans la partie occidentale du bassin (confirmé par les analyses génétiques : Encalada et al. 1998 ; Laurent et al. 1998). Les tortues vertes sont principalement herbivores, tandis que les tortues caouannes sont essentiellement omnivores, ce qui leur permet d'occuper des composantes importantes de la chaîne alimentaire ; ainsi, les modifications apportées à l'état des tortues marines, doit se refléter à tous les niveaux de la chaîne alimentaire. Néanmoins, l'étendue des connaissances sur la présence, la distribution, l'abondance et l'état de conservation des espèces marines méditerranéennes reste inégale. En général, les États méditerranéens ont des listes d'espèces, mais les connaissances sur les emplacements utilisés par ces espèces ne sont pas toujours complètes, avec d'importantes lacunes existantes (Groombridge, 1990 ; Margaritoulis et al. 2003 ; Casale & Margaritoulis 2010 ; Mazaris et al. 2014; Demography Working Group 2015). Même certains des programmes les plus importants sur ce sujet ont des lacunes importantes (p. ex. des bases de données mondiales ne reflètent les connaissances actuelles dans la région méditerranéenne). Il est donc nécessaire d'établir des normes minimales d'informations afin de refléter la distribution connue des deux espèces sélectionnées. La distribution des espèces peut se mesurer à l'échelle locale (c.-à-d. dans une petite région comme un parc national) ou régionale (c.-à-d sur l'ensemble du bassin méditerranéen) à l'aide d'une variété d'approches.

Étant donné l'étendue de la Méditerranée, il n'est pas possible d'obtenir des renseignements adéquats relatifs à l'ensemble de la surface (en outre l'environnement marin est à 3 dimensions, avec les tortues de mer étant seulement présentes brièvement pour respirer), il est donc nécessaire de choisir les méthodes d'échantillonnage qui permettent une connaissance adéquate de l'aire de distribution de chaque espèce. Un tel échantillonnage implique des efforts considérables pour les zones qui n'ont pas été entièrement étudiées à ce jour. L'effort de surveillance doit se faire à long terme et doit couvrir toutes les saisons pour s'assurer que l'information obtenue soit aussi complète que possible.

Les pressions et les facteurs clés

Les deux zones de nidification et d'alimentation des tortues marines sont vulnérables aux pressions anthropiques en Méditerranée, y compris une augmentation de l'exploitation des ressources (notamment la pêche), l'exploitation et la dégradation des habitats (y compris l'aménagement du littoral), la pollution et le changement climatique (PNUE/PAM/PLAN BLEU, 2009 ; Mazaris et al. 2009, 2014; Witt et al. 2011; Katselidis et al. 2012, 2013, 2014). Ces questions pourraient réduire la résistance de ce groupe d'espèces, avec un impact négatif sur la capacité des populations à se remettre (p. ex. Mazaris et al. 2009, 2014; Witt et al. 2011; Katselidis et al. 2012, 2013, 2014). Le risque d'extinction est particulièrement élevé en Méditerranée, car les populations de la caouanne et de la tortue verte dans ce bassin sont distinctes sur le plan démographique d'autres populations mondiales (Laurent et al., 1998 ; Encalada et al., 1998), et risquent de ne pas se reconstituer.

Les principales menaces à la survie de la caouanne et de la tortue verte en Méditerranée ont été identifiées comme étant les prises accidentelles dans les engins de pêche, les collisions avec les bateaux, et la mise à mort intentionnelle (Margaritoulis et 2010). Casale (2011) estime qu'il y a plus de 132 000 captures accessoires par an en Méditerranée, dont plus de 44 000 sont censées être fatales, même si très peu d'informations existent au sujet de la mortalité post-libération (Álvarez de Quevedo et al. 2013). Wallace et al. (2010, 2011), ont regroupé toutes les espèces de tortues marines dans le monde en unités de gestion régionales (RMU), qui sont des segments de population géographiquement

distincts, afin de déterminer l'état de la population et le niveau de la menace. Ces unités de la population régionale sont utilisées pour assimiler des informations biogéographiques (c.-à-d. la génétique, la distribution, la circulation, la démographie) de sites de nidification des tortues de mer, fournissant une base spatiale pour l'évaluation des problèmes de gestion. Un total de 58 RMU a été initialement défini pour les sept espèces de tortues marines. La Méditerranée contient 2 RMU pour les tortues caouannes et 1 RMU pour les tortues vertes (Figure 1).

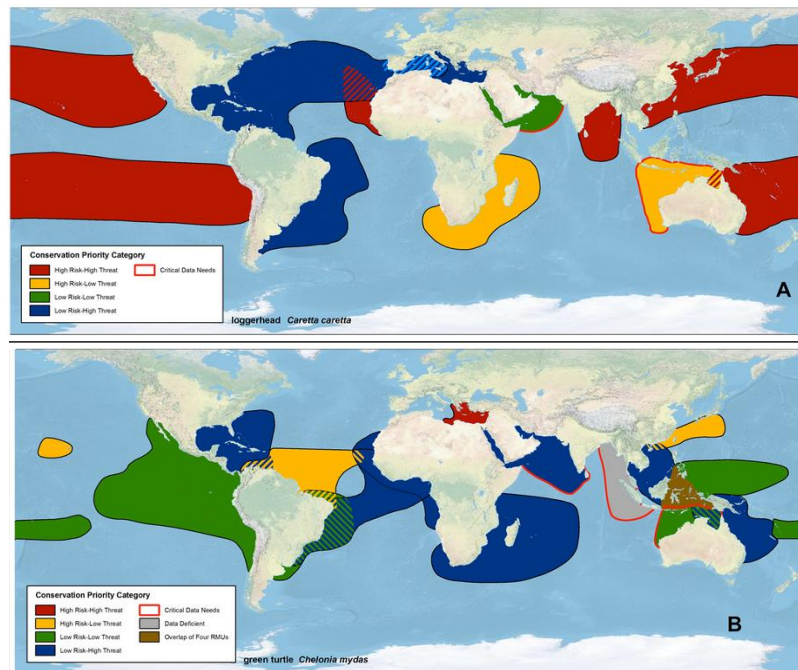


Figure 1: Unités régionales de gestion des populations (RMU) de tortues marines dans le monde (extrait de Wallace et al. 2010, 2011). (A) montrant les 2 RMU des caouannes en Méditerranée et (B) montrant 1 RMU de tortue verte en Méditerranée.

Ces analyses ont montré que la Méditerranée a la moyenne la plus élevée de menaces par rapport à tous les bassins océaniques, en particulier pour les prises accessoires de tortues marines (Wallace et al. 2011). Cependant, comparativement à l'ensemble des RMU à l'échelle mondiale, la Méditerranée a également le score de risque moyen le plus bas (Wallace et al. 2011).

Parmi d'autres menaces principales qui pèsent sur les tortues marines en Méditerranée on peut citer la destruction des habitats de nidification par le tourisme et l'agriculture, l'érosion des plages et la pollution, l'exploitation directe, la prédation des nids et le changement climatique (Margaritoulis & 2010; Mazaris et al. 2014; Katselidis et al. 2012, 2013 2014). Coll et al. (2011) ont également identifié des domaines d'interaction importants entre la biodiversité et les menaces qui pèsent sur la faune marine en Méditerranée. Dans cette analyse, les auteurs ont défini des zones à risque élevé pour les deux espèces, avec des domaines s'étendant le long de la plupart des côtes, à l'exception de la côte allant du sud à l'Est (de la Tunisie à la Turquie) (Figures 2-4).

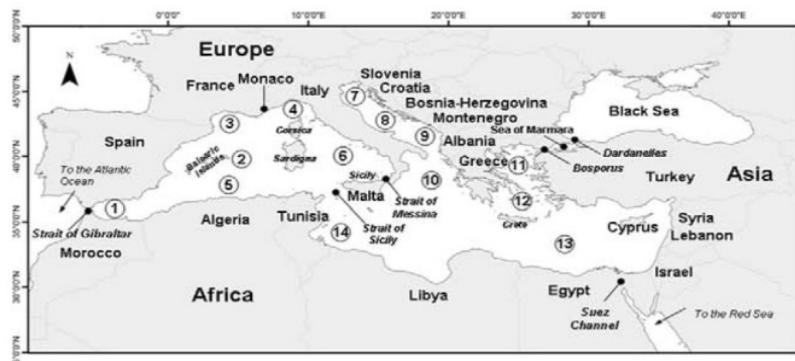


Figure 2. Principales régions biogéographiques de la Méditerranée (extrait de Coll et al. 2011)

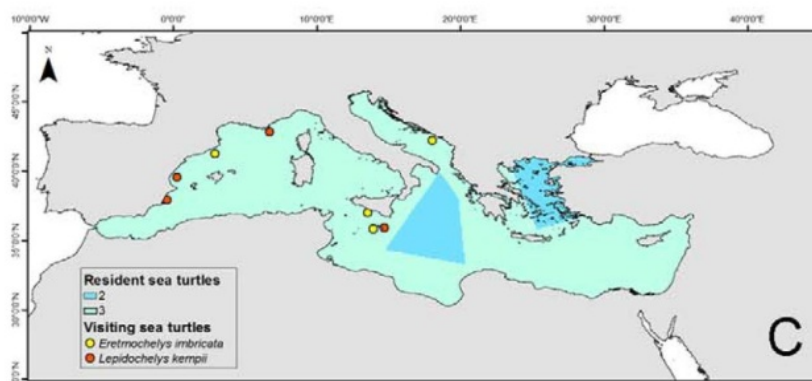


Figure 3. Richesse modélisée des espèces de tortues de mer et résidents (n = 3 espèces) en Méditerranée (extrait de Coll et al. 2011)

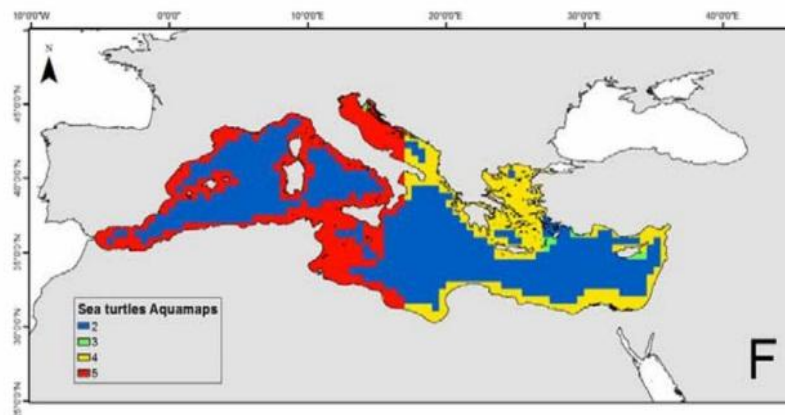


Figure 4. Modèle d'Aqua Map de distribution des tortues marines dans la mer Méditerranée (extrait de Coll et al. 2011). Remarque, ceci est essentiellement basé sur les données de pont.

Contexte politique et objectifs

Tout comme l'approche écosystémique, l'UE a adopté la Directive cadre de la Stratégie pour le Milieu Marin de l'Union européenne (DCSMM) le 17 juin 2008, qui comprend les définitions du bon état écologique (BEE), les descripteurs, les critères, les indicateurs et les cibles. Dans la région méditerranéenne, la DCSMM s'applique aux états membres de l'UE. L'objectif de la DCSMM consiste à protéger plus efficacement l'environnement marin dans toute l'Europe. Afin d'atteindre le BEE d'ici 2020, chaque État Membre de l'Union est appelé à élaborer une stratégie pour ses eaux maritimes

(Stratégie Marine). En outre, parce que la directive suit une approche de gestion adaptative, les stratégies marines doivent être maintenues à jour et révisées tous les 6 ans.

Le DCSMM comprend le descripteur 1 Biodiversité : "La qualité et l'apparition des habitats et la répartition et l'abondance des espèces sont conformes aux conditions physiographiques, géographiques et climatiques." L'évaluation est nécessaire à plusieurs niveaux écologiques : des écosystèmes, des habitats et des espèces. Parmi les espèces choisies on peut citer les tortues et dans ce cadre, chaque État membre qui se trouve dans une aire de répartition de la tortue marine, a présenté des critères, des indicateurs, des objectifs BEE et un programme pour les contrôler.

Le DCSMM sera en complément, et fournira le cadre d'ensemble global pour un certain nombre d'autres Directives-clés et de la législation au niveau européen. Il appelle également à la coopération régionale, qui signifie "la coopération et la coordination des activités entre les États membres et, autant que possible, les pays tiers partageant la même région ou la sous-région, dans le cadre de l'élaboration et la mise en œuvre de stratégies marines" [...] "facilitant ainsi la réalisation du bon état écologique dans la région ou la sous-région concernée". La décision de la Commission 2010/477/UE énonce les critères du DCSMM et les normes méthodologiques et le descripteur 1 comprend les critères "1.1.répartition des espèces" et "aire de répartition (indicateurs 1.1.1)", "modèle de répartition à l'intérieur de celle-ci, s'il y a lieu (1.1.2)" et "zone couverte par l'espèce (pour les espèces benthiques/sessiles) (1.1.3)". À l'échelle du pays, la Grèce, l'Italie et l'Espagne ont sélectionné des cibles pour les tortues marines (les zones de reproduction sont incluses en tant que cible DCSMM en Grèce), Chypre et la Slovénie mentionnent les tortues dans leur évaluation initiale, mais ne fixent pas d'objectifs (Milieu Ltd Consortium. 2014) Voir PNUE/PAM 2016 pour de plus amples détails.

Méthodes d'évaluation

Cette évaluation présente un aperçu sommaire et général de la répartition de deux espèces de tortues marines afin d'identifier les lacunes existantes en matière de connaissances pour l'élaboration des programmes nationaux de surveillance de la biodiversité. Les informations publiées par des enquêtes et des projets de recherche régionaux et nationaux ont été utilisées pour compiler la revue, mais cette vue d'ensemble ne présente pas une évaluation complète des connaissances existantes.

RESULTATS

Les résultats et l'État, y compris les tendances (bref)

Cet aperçu général confirme que la plupart des sites de nidification des caouannes sont situés dans le bassin oriental et central de la Méditerranée, en particulier en Grèce, Turquie, Chypre et Libye, alors que tous les sites de nidification des tortues vertes sont situés dans le bassin oriental, principalement la Turquie, la Syrie et Chypre. Le nombre de nids détenus sur différents sites ne dépend pas seulement du climat, mais d'autres facteurs, comme la prédation, le type / la structure du sable, etc. La plupart des recherches ont été effectuées sur les plages de nidification ; par conséquent, des informations détaillées sur l'utilisation de l'habitat marin dans les zones de croissance, de l'alimentation et d'hivernage et la façon dont ces zones se connectent entre elles et le chevauchement de l'utilisation de multiples populations manque encore.

Les résultats et l'État, y compris les tendances (étendus)

Les tortues caouannes

Sites de ponte

Plus de 100 sites autour de la Méditerranée ont une nidification allant de dispersée à stable (c.-à-d. chaque année) (Halpin et al., 2009; Kot et al. 2013; SWOT, 2006a, 2006b, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012). La plupart des sites sont situés dans l'Est et le centre de la Méditerranée (Figure 5).

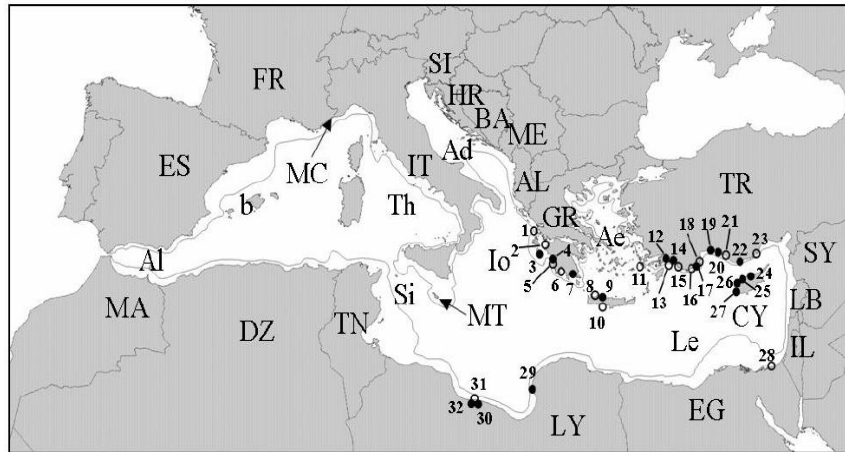


Figure 5. Carte des principaux sites de nidification des tortues caouannes en Méditerranée (extrait de Casale & Margaritoulis) Principaux sites de nidification (>50 nids/année) de tortues caouannes en Méditerranée. 1 Lefkas; 2 Kotychi; 3 Zakynthos; 4 Kyparissia; 5 les plages adjacentes à la ville de Kyparissia; 6 Koroni; 7 Baie de Lakonikos; 8 Baie de Chania; 9 Rethymno; 10 Baie de Messara; 11 Kos; 12 Dalyan; 13 Dalaman; 14 Fethiye; 15 Patara; 16 Kale; 17 FinikeKumluca; 18 Cirali; 19 Belek; 20 Kizilot 21 Demirtas; 22 Anamur; 23 Gosku Delta; 24 Alagadi; 25 Morphou Bay; 26 Chrysochou; 27 Lara/Toxeftra; 28 Areash; 20 Al-Mteafla; 30 Al-Ghbeba; 31 Althalateen; 32 Al-Arbaeen. Cercles fermés >100 nids/an; cercles ouverts 50-100 nids/année. Codes pays: AL Albanie; DZ Algérie; BA BosnieBosnie-Herzégovine; HR Croatie; CY Chypre; EG Égypte; FR France; GR Grèce; IL Israël; IT Italie; LB Liban; LY Libye; MT Malte; MC Monaco; ME Monténégro; MA Maroc; SI Slovénie; ES Espagne; SY Syrie; TN Tunisie; TR Turquie; Ad Adriatique; Ae Egée; Al Mer d'Alboran; Ionienne; Le bassin Levantin; Si Déroit de Sicile; Th Thyrrénienne; b Baléare.

De sporadiques à la nidification régulière a été répertoriée à Chypre, Egypte, Grèce, Israël, Italie, Liban, Libye, Malte, Syrie, Tunisie et Turquie (Margaritoulis et al. 2003; Casale & Margaritoulis 2010). Des études ont été effectuées en Algérie (dernière étude en 1980), Croatie (dernière étude 1990), la France (dernière enquête 1990), le Maroc (dernière enquête 1980), Espagne (1990) (Margaritoulis et al. 2003; Casale & Margaritoulis 2010). Les renseignements sur la nidification n'ont pas été recueillis pour l'Albanie, le Monténégro, Monaco, la Slovénie ou la Bosnie (Margaritoulis et al. 2003; Casale & Margaritoulis 2010). Une analyse récente de l'UICN suggère que, lorsque tous les sites de nidification des tortues caouannes en Méditerranée sont pris en compte ensemble, la répartition géographique des tortues caouannes en Méditerranée devient large, et est considérée moins préoccupantes même si elle dépend de mesures de conservation, en vertu des critères de la Liste rouge de l'UICN (Casale 2015).

La plupart des nids se trouvent en Grèce, Turquie, Chypre et en Libye (Margaritoulis, 2003 ; Casale & Margaritoulis 2010 Almpnidou ; et al. 2016). Une moyenne de 7200 nids sont établis chaque année dans l'ensemble des sites (Margaritoulis et 2010), et on estime qu'ils représentent 2 280-2 787 femelles avec une hypothèse de 2 ou 3 couvées par femelle (Broderick et al. 2002). La Grèce et la Turquie ont à elles seules plus de 75 % des nids en Méditerranée ; toutefois, les populations plus petites dans d'autres sites tels que la Libye et Chypre sont également d'importance régionale étant sur les bords de l'aire de répartition de l'espèce (Groupe de travail de la démographie, 2015). Fait à noter, les plages des pays de l'Afrique du Nord n'a pas été beaucoup étudiées, en particulier la Libye, de sorte que des lacunes sur le nombre et la répartition des nids existent toujours. Les analyses génétiques indiquent un faible flux de gènes entre les groupes d'otaries ; ainsi, il est essentiel de préserver les unités génétiques distinctes (Carreras et al. 2006).

Le nombre de nids dans différents sites n'est pas seulement tributaire du climat, mais d'autres facteurs, comme la prédation, type /structure du sable etc. (Almpnidou et al. 2016). Ainsi, une étude récente de l'ensemble des sites de nidification en Méditerranée a montré que la pertinence climatique des sites

actuellement stables restera convenable à l'avenir (Almpanidou et al. 2016). Toutefois, d'autres facteurs peuvent conduire à la perte de ces sites, comme la hausse du niveau de la mer (p. ex. Katselidis 2014). En outre, Almpanidou et al. (2016) ont montré que les sites de nidification sporadiques pourraient être de plus en plus utilisés c.-à-d. que ces sites pourraient ne pas être d'anciens sites qui ne sont pas souvent utilisés, mais peuvent refléter la nature exploratoire de tortues pour localiser de nouveaux sites de substitution (Schofield et al. 2010a). Ainsi, il convient de veiller à ce que tous les sites stables de nidification actuels soient pleinement protégés (avec une probable utilisation dans l'avenir) ; toutefois, il est également important de suivre le changement dans l'utilisation des sites de nidification sporadique au fil du temps, et de détecter de nouveaux sites d'importance qui ont besoin de protection (Katselidis Almpanidou et coll., 2014 ; 2016).

Sites d'alimentation (adultes et en croissance) et d'hivernage

La plupart des recherches ont été menées sur les plages de ponte ; par conséquent, des informations détaillées sur l'utilisation de l'habitat marin à la recherche de nourriture, de croissance et d'hivernage sont toujours manquantes (Figure 6).

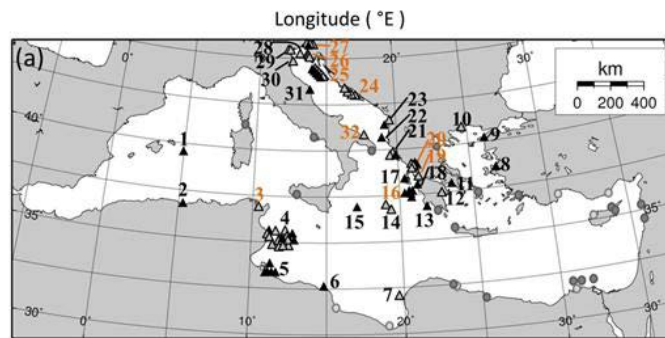


Figure 6: Sites d'alimentation identifiés à travers la Méditerranée sur la base de documents publiés (extrait de Schofield et al. 2013)

Sites d'alimentation distincts fréquentés par des tortues caouannes mâles (triangles noirs) et femelles (triangles gris) de Zakyntos (avec quelques tortues fréquentant plus d'un site). Les sites de recherche de nourriture sont indiqués et numérotés par des cercles ouverts ; cercles oranges= aires d'alimentation en chevauchement ou à proximité d'autres aires marines protégées et/ou des parcs nationaux. Les sites d'alimentation distincts sont arbitraires, et définis comme un seul site ou un groupe de sites qui se chevauchent et qui sont séparés des sites adjacents par une distance minimale de 36 km, qui reflète la moyenne de vitesse de migration des tortues caouannes (1.5 km h⁻¹ ; Schofield et al., 2010) sur une période de 24 h. En outre, d'autres sites d'alimentation connus de la tortue caouanne (cercles gris foncé rempli) et de la tortue verte (cercles gris clair) sur la base des données publiées (Bentivegna, 2002 ; Margaritoulis et al., 2003 ; Broderick et al., 2007 ; Hochscheid et al., 2007 ; Casale et al., 2008). Remarque : Seuls les sites d'alimentation des juvéniles de la Méditerranée occidentale n'ont pas été inclus ici. Le tableau ci-dessous répertorie les différents sites de recherche de nourriture, y compris le classement par taille et des populations génétiques détectées sur ces sites dans différents documents.

La façon dont les adultes et les tortues nouvellement écloses se dispersent des sites de reproduction a été explorée en utilisant une série de techniques en Méditerranée, y compris la génétique, l'isotope stable, le suivi par satellite, et le suivi de particules (p. ex. Zbinden et al 2008, 2011 ; UNEP(DEPI)/MED. 2011 ; Schofield et al. 2013 ; Patel 2013 ; Luschi & Casale 2014 ; Casale & Patrizio 2014 ; Hays et al. 2014 ; Snape et al. 2016). Ces études indiquent que les caouannes cherchent probablement leur alimentation dans toutes les zones marines néritiques et océanique de l'ouest et de l'Est de la Méditerranée, (Hays et al. 2014 ; Casale & Marianni 2014). La plupart des études de suivi par satellite ont été menées en Espagne (de tortues juvéniles), Italie (un mélange de tortues juvéniles et adultes) et en Grèce (adultes, mâles et femelles) et en Chypre (femelles adultes) (PNUE(DEPI)/MED.

2011; Casale & Patrizio 2014). En raison de ces distorsions, les résultats des études de suivi devraient être traités avec prudence.

En combinant les études utilisant différentes techniques, les caouannes ne semblent pas être uniformément réparties (Clusa et al. 2014), à la recherche de nourriture dans les différents sous-bassins affectant les taux d'aide au retour, la taille du corps et la fécondité (Zbinden et al. 2011; Cardona et al. 2014; Hays et al. 2014). Bien que la plupart des tortues qui se reproduisent dans le bassin oriental ont tendance à chercher leur nourriture dans les aires de l'est et du centre, de plus en plus d'études satellite montrent que certains individus se dispersent et utilisent également le bassin occidental (Bentivegna 2002; Schofield et al. 2013; Patel 2013). La Méditerranée occidentale accueille principalement les individus de l'Atlantique (Laurent et al. 1998; Carreras et al. 2006; Casale et al. 2008). Des études de suivi de tortues caouannes juvéniles en Méditerranée occidentale montrent qu'elles sont largement distribuées dans toute la région (PNUE(DEPI)/MED. 2011). Comme les informations sur la distribution n'est pas disponible pour les tortues caouannes juvéniles en Méditerranée centrale et orientale, il est probable que la distribution ubiquiste existe, mais elle a besoin d'être confirmée (PNUE(DEPI)/MED 2011).

Les deux plus importants sites néritiques d'alimentation des caouannes adultes et juvéniles semblent être la mer Adriatique et le plateau continental (y compris le Golfe de Gabés) (Zbinden et al. 2010; Casale et al. 2012; Schofield et al. 2013; Snape et al. 2016). Les zones océaniques importantes comprennent la mer d'Alboran, la Mer des Baléares et différentes parties des côtes de l'Afrique du Nord, ainsi que le canal de Sicile. Un grand nombre de tortues caouannes juvéniles ont été également répertoriées dans l'Adriatique du sud (Casale et al. 2010; Snape et al. 2016). Les données aériennes et les prises accessoires de la pêche indiquent que la plus forte densité de tortues se trouve dans le bassin occidental de la mer d'Alboran et des îles Baléares, le détroit de Sicile, la mer Ionienne, l'Adriatique du nord, au large de la Tunisie, de la Libye, l'Égypte et dans certaines parties de la mer Égée (Gómez de Segura et al. 2003, 2006; Cardona et al. 2005; Lauriano et al. 2011; Casale & Margaritoulis 2010). En Égypte, le lac Bardawil a été identifiée comme une aire d'alimentation importante pour les caouannes adultes et juvéniles sur la base des données d'échouage et d'études de suivi des tortues de Chypre (Nada et al. 2013; Snape et al. 2016).

Cependant, l'établissement de la distribution, même des sites côtiers ou d'alimentation, est loin d'être fait. Certains sites, où un grand nombre de tortues de toutes les catégories de taille et de populations différentes se rassemblent dans des zones restreintes, ont été identifiés, comme la baie d'Ambracie, en Grèce (Rees & Margaritoulis 2008) et la baie de Drini, en Albanie (White et al. 2011). Cependant, des études de suivi montrent également que les zones d'alimentation des tortues marines peuvent aller de <10 km² à 1000 km² au large de la mer Adriatique et du golfe de Gabés (Schofield et al. 2013). Par ailleurs, les connaissances au sujet de la façon dont l'habitat des aires d'alimentation varie entre les mâles et les femelles adultes, ainsi que la façon dont ces sites chevauchent avec l'habitat de croissance des juvéniles restent limitées pour les différentes populations (Rogue et al., en soumission). Le suivi des particules a suggéré qu'en Méditerranée, les adultes font preuve d'une grande fidélité aux sites où ils se sont développés en tant que juvéniles (Hays et al. 2014).

En outre, diverses études ont montré que, même si les tortues marines font preuve d'une grande fidélité à certains sites (Schofield et al. 2010b), les caouannes juvéniles et adultes utilisent plus d'un site de nourriture (parfois jusqu'à 5), couvrant aussi bien les sites océaniques que néritiques, particulièrement en mer Ionienne et Adriatique (Casale et al. 2007, 2012; Schofield et al. 2013). Les adultes qui se nourrissent en mer Adriatique, ont tendance à utiliser d'une façon saisonnière les sites, passant à d'autres sites en hiver (Zbinden et al. 2011; Schofield et al. 2013), bien que certains hibernent (Oldham et al. 2007). Cependant, les juvéniles ont également été répertoriés comme passant en Adriatique en hiver, ce qui suggère que certains sites peuvent être utilisées toute l'année par différentes composantes des populations de caouannes (Rogue et al., en soumission). L'utilisation de plusieurs sites et les changements saisonniers dans l'utilisation du site doivent être documentés pour comprendre comment

différents sites d'alimentation et d'hivernage sont connectés. De cette façon, les ensembles d'aires qui sont connectées devraient être protégées.

Tortues vertes

Sites de ponte

La plupart des nids de tortues vertes (99 %) se trouvent en Turquie, à Chypre et en Syrie, les autres étant disponibles au Liban, en Israël et en Égypte (Figure 7; Kasperek et al. 2001; Casale & Margaritoulis 2010). Une moyenne de 1500 nids sont répertoriés chaque année (intervalle de 350 à 1 750 nids), pour lesquels chaque année une population de nidification d'environ 339-360 femelles a été estimée (Broderick et al. 2002), allant de 115 à 580 femelles (Kasperek et al. 2001). Les cinq plages principales de nidification comprennent : Akyatan, Samadağ, Kazanli (Turquie), Latakia (Syrie) et Alagadi (Chypre du nord), avec la baie de Ronnas qui constitue également une aire prioritaire (Stokes et al. 2015). Cela permet aux projets de conservation des plages de ponte pour cette espèce d'être hautement dédiés.

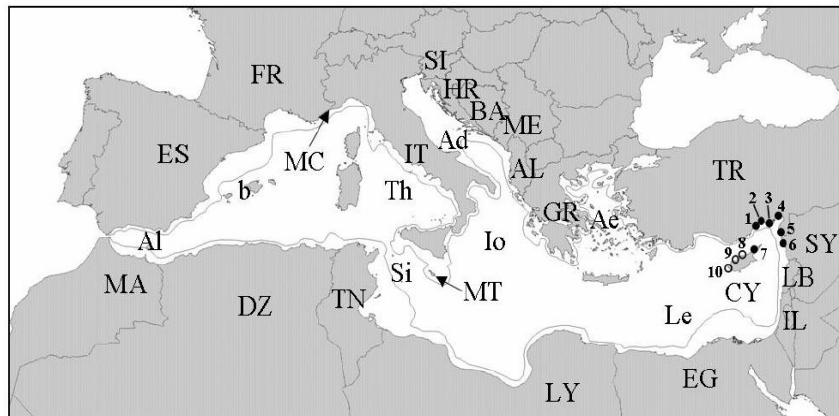


Figure 7: Carte des principaux sites de nidification de la tortue verte en Méditerranée (extrait de Casale & Margaritoulis) Principaux sites de nidification (>40 nids/année) de tortues vertes en Méditerranée. Alata 1; 2; 3 Kazanli Akyatan ; 4; 5 Sugozu Samandag ; 6 Latakia ; 7 ; 8 Alagadi Karpaz Nord ; 9 132 Center Bay ; 10 Lara/Toxefra. Cercles fermés >100 nids/an; cercles ouverts 40-100 nids/année. Symboles pays, voir carte précédente.

Sites d'alimentation (adultes et en croissance) et d'hivernage

Comme pour les tortues caouannes, la plupart des informations sur les tortues vertes se limitent à la nidification, plutôt qu'aux habitats de croissance, de l'alimentation, et d'hivernage. Les tortues vertes ont été essentiellement répertoriées en fonction de leur alimentation et leur hivernage tout au long du Bassin Levantin (Figure 8 et tableau 1, la Turquie, la Syrie, Chypre, Liban, Israël, Égypte) (Broderick et al. 2007; Stokes et al. 2015). Cependant, les aires d'alimentation ont également été répertoriées en Grèce (en particulier, la baie de Lakonikos et la baie d'Amvrakikos ; Margaritoulis et Teneketzis, 2003) et le long de la côte nord de l'Afrique, principalement la Libye et certains sites en Tunisie (voir la Figure 8 et le Tableaude sources publiées). Certaines tortues ont été répertoriées en mer Adriatique (Lazar et al. 2004) et dans les eaux italiennes (Bentivegna et al. 2011), avec quelques éléments signalés dans le bassin occidental (voir Figure 8 et tableau de sources publiées). En outre, Broderick et al (2007) ont détecté un comportement d'hivernage chez les tortues vertes au large de la Libye, avec une grande fidélité aux sites au fil des années ; cependant, d'autres observations n'ont pas été consignées pour les autres populations ou d'autres zones de la Méditerranée. Ces sites d'hivernage ont été détectés en fonction d'un changement d'emplacement à des eaux plus profondes de début novembre à mars/avril et de l'utilisation réduite de l'aire par rapport aux mois d'été, ce qui était censé être le signe d'une baisse d'activité pendant les mois les plus froids. La Baie de Lakonikos en Grèce et la baie de

Chrysochou dans le sud de Chypre représentent des aires d'alimentation de tortues vertes juvéniles bien documentées grâce à des bases de données sur les échouages et les prises accessoires. En Égypte, le lac Bardawill a été identifié comme une aire d'alimentation importante pour les tortues vertes adultes et juvéniles grâce à des études de suivi et d'échouage de tortues de Chypre (Nada et al. 2013). En Turquie, on a répertorié des tortues vertes échouées dans le golfe d'Iskenderun, qui pourrait représenter un habitat d'alimentation, tandis que les tortues vertes juvéniles ont été confirmées habitant la côte le long de la Cukurova, les baies de Samandag et de Fethiye représentant également des aires d'alimentation possibles pour les juvéniles (voir Casale & Margaritoulis 2010 pour un aperçu). Dans l'ensemble, la façon dont les aires d'alimentation sont distribuées et le nombre et les catégories de taille qu'elles prennent en charge, la fréquence à laquelle les tortues vertes se déplacent entre les sites (c.-à-d. la connectivité), restent limitées.

Table 1 (extracted from Schofield et al. 2013a). *La documentation publiée utilisée pour identifier les chevauchements dans les sites d'alimentation (A) sur la base de données de suivi et (B) sur la base de données génétiques. Catégorie d'alimentation: NO = pleine mer néritique ; NC = côtière néritique. L'état thermique, disp = disponibilité ; Usage = utilisation répertoriée ; Y-R = toute l'année ; S (Wi) = Saisonnier (hiver) ; S (Su) = saisonnier (été) ; Non conf. = non confirmé. Espèces, Log = caouanne ; Gre = verte ; genre/classe d'âge, M = mâle adulte ; F = femelle adulte ; juv = juvéniles, sans différenciation de sexe. Populations reproductrices, ? = non confirmé ; Zak = Zakynthos, Grèce, Kyp = Kyparissia, Grèce ; Chypre ; Cyp = Syr = Syrie ; T = Turquie ; Lib = Libye ; Tunis = Tunisie, MESS = Messine ; Cal = Calabria ; Is=Israël ; It=Italie. Sources: 1 = étude actuelle ; 2 = Casale et al., (2007, 2010) ; 3 = Zbinden et al., (2008, 2011) ; 4 = Margaritoulis et al., (2003) ; 5 = Bentivegna (2002) ; 6 = Broderick et al., (2007) ; 7 = Hochscheid et al., (2007) ; 8 = Echwikhi et coll., (2010) ; 9 = Chaeib et al., (sous presse) ; 10 = Houghton et al., (2000) ; 11 = Rees et al. (2008), Rees & Margaritoulis (2008) ; 12 = Lazar et al., (2004a,b) ; 13 = Vallini et al., (2006) ; 14 = Carreras et al., (2006) ; 15 = Casale et al., (sous presse) ; 16 = Casale et al., 2012 ; 17 = Saied et al., 2012.*

Foraging site	Basin	Sea/ gulf	Country	Foraging category	Thermal Avail.	Protection available	Species	Gender /Age class	Breeding (Log only)	Sources
								Loggerhead Green	No. Populations	
1	West	Balearic	Majorca	O	S (Su)	No	Log	M / Juv	1 Zak	1,2
2	West	Algerian coast	Algeria	NC	Y-R	No	Log	M	1 Zak	1
3	West	Gulf of Tunis	Tunisia	NC	Y-R	Yes	Log	F	1 Zak	1,3
4	Central	Gulf of Gabes	Tunisia	NC/NO	Y-R	No	Log	M / F / Juv	~10 Zak; Kyp; Cyp; Turk; Mess	1,2, 3, 4, 5, 6
5	Central	Gulf of Gabes	Tunisia	NC/NO	Y-R	No	Log	M / F / Juv	~6 Zak; Kyp; Cyp; Turk; Tunis	1,2,3,5,6
6	Central	Gulf of Sindra	Libya	NC	Y-R	No	Log	F	2 Zak; Cyp	1,4,6
7	Central	Gulf of Sindra	Libya	NC	Y-R	No	Log	M / F	1 Zak	7,8,9,15,16
8	East	Gulf of Izmir	Turkey	NC	S (Su)	Yes	Log	M	2 Zak; ?Kyp	1,4
9	East	Straits of Dardanelles	Turkey	NC	S (Su)	No	Log	M	1 Zak	7,8,17
10	East	Aegean	Greece	NC	S (Su)	No	Log	F	2 Zak; ?Kyp	1,4
11	East	Aegean	Greece	NC	Y-R	No	Log	M	1 Zak	
12	East	Aegean	Greece	NC	Y-R	No	Log	F	2 Zak; ?Kyp	1,4
13	Central	Ionian	Greece	NC	Y-R	No	Log	M	1 Zak	
14	Central	Ionian	Greece	NC	Y-R	No	Log	F	1 Zak	1,3
15	Central	Ionian	Greece	O	Y-R	No	Log	M	1 Zak	
16	Central	Ionian	Greece	O	Y-R	Yes	Log	M	1 Zak	
17	Central	Ionian	Greece	NC	Y-R	No	Log	M	~3 Zak; Kef, Unknown	1,5,10
18	Central	Ionian	Greece	NC	Y-R	No	Log	M / F	2 Zak; ?Kyp	1,4
19	Central	Ionian	Greece	NC	Y-R	Yes	Log	F	1 Zak	
20	Central	Amvrakikos	Greece	NC	Y-R	Yes	Log / Gre	M / F / Juv / Juv	~3 Zak; ?Kyp; Syr; Unknown	1,3, 4, 5, 11
21	Central	Adriatic	Greece	NC	Y-R	No	Log	M / F / Juv	1 Zak	1,2
22	Central	Adriatic	Albania	O	Y-R	No	Log	M / Juv	1 Zak	1,2
23	Central	Adriatic	Albania	NC	Y-R	No	Log	M / F / Juv	~2 Zak; Unknown	1,2,7
24	Central	Adriatic	Croatia	NC/NO	Y-R	Yes	Log / ?Gre	F / Juv / Juv	2 Zak; Kyp	1,2,3,4,12
25	Central	Adriatic	Croatia	NO	S (Su)	Yes	Log	M / F / Juv	2 Zak; Kyp	1,2,3,4,14
26	Central	Adriatic	Croatia	NC	S (Su)	Yes	Log	F / Juv	3 Zak; Kyp; Lak; Cyp; Turk	1,2,3,4, 12,14
27	Central	Adriatic	Slovenia	NO	S (Su)	Yes	Log	M / F / Juv	1 Zak	1,2,3, 14
28	Central	Adriatic	Italy	NO	S (Su)	No	Log	F / Juv	1 Zak	1,2,3,4
29	Central	Adriatic	Italy	NC	S (Su)	No	Log / ?Gre	F / Juv / Juv	1 Zak	1,2,3,12,13
30	Central	Adriatic	Italy	NC	S (Su)	No	Log / ?Gre	F / Juv / Juv	1 Zak	1,2,3,12
31	Central	Adriatic	Italy	NC	S (Su)	No	Log / ?Gre	F / Juv / Juv	1 Zak	1,2,12
32	Central	Adriatic	Italy	NC	Y-R	Yes	Log / ?Gre	F / Juv / Juv	1 Zak	1,2,3,12

CONCLUSIONS

Conclusions (brève)

Cet aperçu général souligne l'importance d'assimiler toutes les informations disponibles sur la répartition des tortues marines dans les sites de reproduction, d'alimentation, de croissance et la façon dont ces zones sont connectées pour comprendre les schémas de distribution des tortues marines au niveau de parallèles la taille, de la population et de l'espèce pour sélectionner les zones clés de protection. Des stratégies parallèles d'atténuation sont nécessaires pour renforcer la résilience des populations existantes.

Conclusions (étendue)

En raison de l'importance des aires de reproduction et d'alimentation, des stratégies d'atténuation parallèles sont nécessaires pour établir la résilience des populations existantes, comme la réglementation de l'aménagement du littoral dans les zones de nidification et les prises accessoires de pêche dans les aires d'alimentation. Cependant, les aires d'alimentation ont tendance à être largement dispersées sur une distance de 0 à 2000 km des zones de reproduction, ce qui complique l'identification des aires d'alimentation en vue de leur protection. Comme point de départ, il est essentiel d'assimiler tous les documents de recherche sur les tortues de mer (p. ex., le suivi par satellite, les relevés aériens par isotope stable, génétique, les échouages) pour obtenir un aperçu complet de la distribution des différentes espèces, des populations et des catégories de taille (la Figure 8 représente un point de départ).

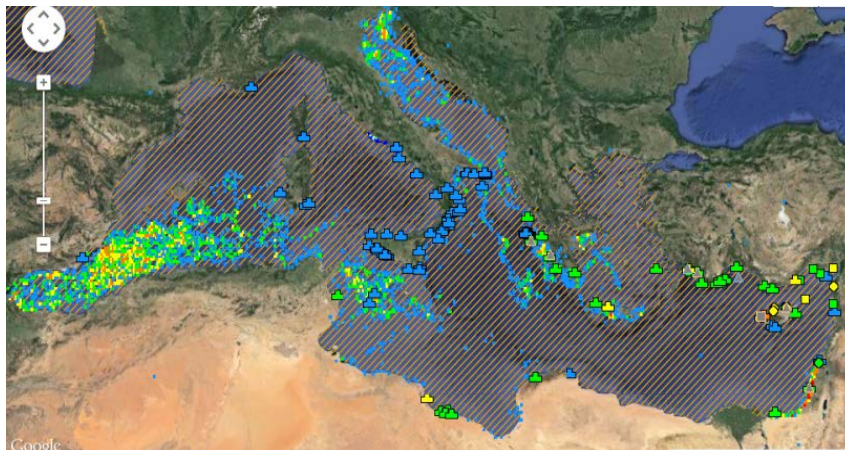


Figure 8: Image de PIPO-SEAMAP: État de la tortue de mer dans le monde (SWOT). L'image présente un exemple de tortues de mer, montrant les données de surveillance par satellite (points), les sites de nidification et les sites d'échantillonnage génétique (formes) qui ont été volontairement soumis à la plate-forme par les détenteurs de données. Beaucoup de données sont manquantes, y compris plusieurs sites connus de nidification et une quantité considérable de surveillance par satellite de la Méditerranée orientale, centrale et occidentale (plus de 195 parcours ont été publiés, et beaucoup ne sont pas publiés ; Luschi et Casale 2014, Journal Italien de Zoologie 81(4) : 478-495). L'aire de distribution (lignes) des trois espèces de tortues marines présentes en Méditerranée englobe tout le bassin. De grandes lacunes existent ; pourtant, c'est la seule information actuellement disponible sous la forme d'une base de données en ligne et d'application de cartographie.

Sites de ponte

En général, les connaissances sur les sites de nidification actuellement utilisés à la fois par la caouanne et la tortue verte en Méditerranée sont bonnes. Cependant, toutes les plages potentielles de nidification ont besoin de faire l'objet d'études en Méditerranée pour combler les lacunes dans les connaissances actuelles (p. ex. la nidification en Afrique du Nord, en particulier en Libye). Cela pourrait se faire par

des méthodes d'enquête traditionnelles, mais aussi par des relevés aériens (avion ou drone) à la période de pointe de la nidification (juillet), ou même par des images satellite de haute résolution, qui deviennent disponibles sur le marché.

Les plages de ponte stable devraient bénéficier d'une protection totale, en parallèle à la collecte des renseignements permettant de comprendre pourquoi les tortues les utilisent, y compris l'emplacement géographique, la structure de la plage, la composition du sable, l'amplitude de température du sable, la température de l'eau de mer côtière, etc. En parallèle, les plages utilisées de façon sporadique doivent être contrôlées à intervalles réguliers (tous les 5 ans environ), pour identifier les changements dans l'utilisation au fil du temps, et pour identifier les endroits où des changements surviennent de l'utilisation sporadiques à stable. En outre, tous ces sites devraient être évalués en fonction de l'emplacement géographique, de la structure de la plage, de la composition du sable, de l'amplitude de température du sable, de la température de l'eau de mer côtière, etc. sur le terrain, ce qui doit aider à identifier de futures plages viables pour la nidification. Idéalement, toutes les plages de sable, qu'elles soient utilisées ou pas, devraient être soumises aux mêmes analyses, afin d'identifier les plages qui pourraient être utilisées à l'avenir par les tortues, en raison de changements de distribution pour raison de changement climatique, qui modifie la température du sable sur les plages et de l'eau, tout en étant à l'origine de la montée du niveau de la mer, modifiant la viabilité des plages actuelles, forçant les tortues à migrer vers d'autres sites. De cette façon, les futures plages d'importance peuvent être détectées et mises à l'abri de certaines activités humaines.

Sites d'alimentation (adultes et en croissance) et d'hivernage

Il est nécessaire de déterminer comment mettre l'accent sur l'effort de protection des habitats d'alimentation (état d'adultes et en croissance), c.-à-d :

-Protéger les zones faciles à définir où un grand nombre de tortues de différentes populations et catégories de tailles se réunissent

-Protéger les zones prolongées du littoral où 10 à 20 individus peuvent se rassembler à intervalles de différentes populations et catégories de tailles, mais s'élevant à des nombres représentatifs sur une grande étendue.

Le premier est plus facile à concevoir et à protéger, mais le dernier peut être plus représentatif de l'utilisation de l'habitat des tortues marines en Méditerranée. Ce dernier risque également des pertes, comme les études de gestion pour l'aménagement de ports de plaisance et d'hôtels, par exemple, suppose que la présence de seulement 10 à 20 tortues marines est négligeable ; cependant, si cette action est répétée indépendamment sur plusieurs sites, une ou plusieurs des populations de tortues marines pourrait être affectée.

Ainsi, il est essentiel de déterminer comment les aires de croissance, d'alimentation et d'hivernage sont distribuées en méditerranée, ainsi que le nombre de tortues de différentes catégories de taille et de différentes populations qui fréquentent ces sites, y compris le caractère saisonnier de l'utilisation et de la connectivité entre les sites. C'est seulement avec ce type d'information qu'on peut prendre des décisions éclairées pour déterminer les sites/périmètres côtiers à protéger qui intègrent la plus grande catégorie de taille et diversité génétique.

Ainsi, les relevés aériens (avion ou drone) sont recommandés pour délimiter les zones utilisées par les tortues de mer dans les zones côtières, ainsi que les changements saisonniers dans l'utilisation, par la surveillance de ces sites à 2-4 mois d'intervalle. Suite à cette première évaluation, des sites représentatifs doivent être choisis et échantillonnés sur le terrain (c.-à-d. des campagnes en bateau) pour délimiter les espèces, les catégories de taille et recueillir des échantillons génétiques pour déterminer l'étendue du brassage de la population. Dans la mesure du possible, des études d'isotope

stable et de suivi doivent être menées (y compris le marquage PIT) pour établir la connectivité entre les sites.

Messages clés

Cet aperçu général souligne l'importance d'assimiler toute information sur la répartition de la tortue verte et la caouanne dans la Méditerranée à des zones de reproduction, d'alimentation, de croissance et d'hivernage afin de comprendre comment ces zones sont liées lorsque l'on considère de différentes classes de taille, de populations et des espèces pour une gestion de conservation efficace. Des stratégies d'atténuation parallèles sont nécessaires pour renforcer la résilience des populations existantes.

Lacunes dans les connaissances

- Emplacement de tous les sites de reproduction/nidification
- Emplacement de tous les sites d'hivernage, d'alimentation et de croissance chez les mâles adultes, les femelles et les juvéniles
- Connectivité entre les différents sites de la Méditerranée
- Vulnérabilité / résilience de ces sites par rapport aux pressions physiques
- Analyse des relations pression/impact pour ces sites et définition de GES qualitatif
- Identification des lignes de base de l'étendue (zone) pour chaque site et les habitats qu'ils englobent
- Échelles d'évaluation appropriées
- Surveiller et évaluer les impacts du changement climatique
- L'assimilation de tout le matériel de recherche sur les tortues marines (par exemple, le suivi par satellite, l'isotope stable, les relevés aériens génétiques, des échouages) dans une seule base de données

Liste de références

- Almpanidou V, Costescu J, Schofield G, Türkozan O, Hays GC, Mazaris AD. 2016. Using climatic suitability thresholds to identify past, present and future population viability. *Ecological Indicators* 71: 551–556
- Álvarez de Quevedo I, Cardona L, De Haro A, Pubill E, Aguilar A. 2010. Sources of bycatch of loggerhead sea turtles in the western Mediterranean other than drifting longlines. *ICES Journal of Marine Science* 67: 677–685
- Bentivegna F, Ciampa M, Hochscheid S. 2011. The Presence of the green turtle, *Chelonia mydas*, in Italian coastal waters during the last two decades. *Marine Turtle Newsletter* 131: 41-46
- Bentivegna F. 2002. Intra-Mediterranean migrations of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) monitored by satellite telemetry. *Marine Biology*, 141, 795–800
- Bowen BW, Karl SA. 2007. Population genetics and phylogeography of sea turtles. *Mol. Ecol.* 16, 4886-4907
- Bowen BW et al. 2004. Natal homing in juvenile loggerhead turtles (*Caretta caretta*). *Molecular Ecology* 13, 3797–3808
- Broderick AC, Coyne MS, Fuller WJ, Glen F. & Godley BJ. 2007. Fidelity and overwintering of sea turtles. *Proceedings of the Royal Society, London B Biological Sciences*, 274, 1533–1538
- Broderick AC, Godley BJ. 1996. Population and nesting ecology of the green turtle (*Chelonia mydas*) and loggerhead turtle (*Caretta caretta*) in northern Cyprus. *Zoology in the Middle East* 13: 27–46

- Broderick AC, Godley BJ, Hays GC. 2001. Trophic status drives interannual variability in nesting numbers of marine turtles. *Proc. R. Soc. Lond. B* 268, 1481-1487
- Broderick AC, Glen F., Godley BJ, Hays G. 2002. Estimating the number of green and loggerhead turtles nesting annually in the Mediterranean, *Oryx* 36, 227-235.
- Broderick AC, Glen F, Godley BJ, Hays GC. 2003. Variation in reproductive output of marine turtles. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 288: 95-109
- Buckland ST, Anderson DR, Burnham KP & Laake JL. 1993. *Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*. London: Chapman and Hall. ISBN 0-412-42660-9
- Cardona L, Clusa M, Elena Eder E, Demetropoulos A, Margaritoulis D, Rees, AF, Hamza, AA, Khalil, M, Levy, Y, Türkozan, O, Marín, I, Aguilar, A. 2014. Distribution patterns and foraging ground productivity determine clutch size in Mediterranean loggerhead turtles *Marine Ecology Progress Series* 497: 229–241
- Cardona L, Revelles M, Carreras C, San Félix M, Gazo M, Aguilar A. 2005. Western Mediterranean immature loggerhead turtles: habitat use in spring and summer assessed through satellite tracking and aerial surveys. *Marine Biology* 147: 583-591
- Carreras C, Monzón-Argüello C, López-Jurado LF, Calabuig P, Bellido JJ, Castillo JJ, Sánchez P, Medina P, Tomás J, Gozalbes P, Fernández G, Marco A, Cardona L. 2014. Origin and dispersal routes of foreign green and Kemp's Ridley turtles in Spanish Atlantic and Mediterranean waters *Amphibia-Reptilia* 35: 73-86
- Carreras C, Pont S, Maffucci F, Pascual M, Barcelo A, Bentivegna F, Cardona L, Alegre F, SanFelix M, Fernandez G & Aguila, A. 2006. Genetic structuring of immature loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean Sea reflects water circulation patterns *Marine Biology*, 149, 1269–1279
- Casale P. 2011. Sea turtle by-catch in the Mediterranean *Fish Fish* 12, 299-316
- Casale, P. 2015. *Caretta caretta* (Mediterranean subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2015:e.T83644804A83646294
<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.20154.RLTS.T83644804A83646294.en>
- Casale P, Affronte M and Insacco G, Freggi D, Vallini C, d'Astore PP, Basso R, Paolillo G, Abbate G & Argano R. 2010. Sea turtle strandings reveal high anthropogenic mortality in Italian waters *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 20, 611–620
- Casale P, Aprea A, Deflorio M, De Metrio G. 2012. Increased by-catch rates in the Gulf of Taranto, Italy, in 20 years: a clue about sea turtle population trends? *Chelonian Conservation and Biology* 11(2): 239-243
- Casale P, Broderick AC, Freggi D, Mencacci R, Fuller WJ, Godley BJ & Luschi P. 2012. Long-term residence of juvenile loggerhead turtles to foraging grounds: a potential conservation hotspot in the Mediterranean *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, DOI: 101002/aqc2222
- Casale P, Conte N, Freggi D, Cioni C, Argano R. 2011. Age and growth determination by skeletochronology in loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) from the Mediterranean Sea *Scientia Marina* 75(1): 197-203

- Casale P, Freggi D, Basso R, et al. 2005. Size at male maturity, sexing methods and adult sex ratio in loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from Italian waters investigated through tail measurements *Herpetolog J* 15: 145-148
- Casale P, Freggi D, Basso R, Vallini C, Argano R. 2007. A model of area fidelity, nomadism, and distribution patterns of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean Sea *Marine Biology*, 152, 1039–1049
- Casale P, Freggi D, Cinà A, Rocco M. 2013. Spatio-temporal distribution and migration of adult male loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean Sea: further evidence of the importance of neritic habitats off North Africa *Marine Biology* 160: 703-718
- Casale P, Freggi D, Maffucci F, Hochscheid S. 2014. Adult sex ratios of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in two Mediterranean foraging grounds *Scientia Marina* 78(2)
- Casale P, Gerosa G, Argano R, et al. 1998. Testosterone titers of immature loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) incidentally caught in the central Mediterranean: a preliminary sex ratio study *Chelonian Conserv Biol* 3: 90-93
- Casale P, Lazar B, Pont S, et al. 2006. Sex ratios of juvenile loggerhead sea turtles *Caretta caretta* in the Mediterranean Sea *Mar Ecol Prog Ser* 324: 281-285
- Casale P, Mariani, P. 2014. The first “lost year” of Mediterranean sea turtles: dispersal patterns indicate subregional management units for conservation *Marine Ecology Progress Series* 498: 263–274
- Casale P, Margaritoulis D (Eds). 2010. *Sea Turtles in the Mediterranean: Distribution, Threats and Conservation Priorities* IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Gland, Switzerland: IUCN, 294 pp <http://iucn-mtsg.org/publications/med-report/>
- Casale P, Pino d’Astore P, Argano R. 2009. Age at size and growth rates of early juvenile loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean based on length frequency analysis *Herpetological Journal* 19: 23-33
- Chaieb O, El Ouaer A, Maffucci F, Bradai MN, Bentivegna F, Said K, Chatti N. 2010. Genetic survey of loggerhead turtle *Caretta caretta* nesting population in Tunisia *Marine Biodiversity Records* 3, e20
- Chaieb O, El Ouaer A, Maffucci F, Karaa S, Bradai MN, ElHili H, Bentivegna F, Said K & Chatti N. In press. Population structure and dispersal patterns of loggerhead sea turtles *Caretta caretta* in Tunisian coastal waters, *Central Mediterranean Endangered Species Research*,
- Clusa M, Carreras C, Pascual M, Demetropoulos A, Margaritoulis D, Rees AF, Hamza AA, Khalil M, Aureggi M, Levy Y, Türkozan O, Marco, A, Aguilar A, Cardona L. 2013. Mitochondrial DNA reveals Pleistocenic colonisation of the Mediterranean by loggerhead turtles (*Caretta caretta*) *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 439: 15–24
- Clusa M, Carreras C, Pascual M, Gaughran FJ, Piovano S, Giacomini C, Fernández G, Levy Y, Tomás J, Raga JA, Maffucci F, Hochscheid S, Aguilar A, Cardona L. 2014. Fine-scale distribution of juvenile Atlantic and Mediterranean loggerhead turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean Sea *Marine Biology* 161: 509–519
- Coll M, Piroddi C, Steenbeek J et al. 2011. The biodiversity of the Mediterranean Sea: estimates, patterns, and threats *PLoS ONE*, 5, e11842

Crick HQP. 2004 The impact of climate change on birds Ibis 146: 48–56

Demography Working Group of the Conference. 2015. Demography of marine turtles nesting in the Mediterranean Sea: a gap analysis and research priorities - 5th Mediterranean Conference on Marine Turtles, Dalaman, Turkey, 19-23 April 2015 Document T-PVS/Inf(2015)15E Presented at the Convention on the conservation of European wildlife and natural habitats - 35th meeting of the Standing Committee - Strasbourg, 1 - 4 December 2015 (2015)

Dulvy NK, Sadovy Y, Reynolds JD. 2003. Extinction vulnerability in marine populations Fish and Fisheries 4: 25–64

Dutton DL, Dutton PH, Chaloupka M, Boulon RH. 2005. Increase of a Caribbean leatherback turtle *Dermochelys coriacea* nesting population linked to long-term nest protection Biological Conservation 126, 186-194

Echwikhi K, Jribi I, Bradai MN & Bouain A . 2010. Gillnet fishery-loggerhead turtle interactions in the Gulf of Gabes, Tunisia Herpetological Journal, 20, 25–30

Encalada SE, Bjorndal KA, Bolten AB, Zurita JC, Schroeder B, Possardt E, Sears CJ, Bowne BW. 1998. Population structure of loggerhead turtle (*Caretta caretta*) nesting colonies in the Atlantic and Mediterranean as inferred from mitochondrial DNA control region sequences Marine Biology 130: 567-575

Epperly SP, Braun J, Chester AJ, Cross FA, Merriner JV, Tester PA, Churchill JH. 1996. Beach strandings as an indicator of at-sea mortality of sea turtles Bulletin of Marine Science 59: 289-297

Fortuna CM, Holcer D, Mackelworth P (eds.) 2015. Conservation of cetaceans and sea turtles in the Adriatic Sea: status of species and potential conservation measures. 135 pages. Report produced under WP7 of the NETCET project, IPA Adriatic Cross-border Cooperation Programme.

Fuentes MMPB, Limpus CJ, Hamann M. 2011. Vulnerability of sea turtle nesting grounds to climate change 17, 140–153

Garofalo L, Mastrogiacomo A, Casale P et al. 2013. Genetic characterization of central Mediterranean stocks of the loggerhead turtle (*Caretta caretta*) using mitochondrial and nuclear markers, and conservation implications Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 23: 868-884

Giovannotti M, Franzellitti S, Ceriosi PN, Fabbri E, Guccione S, Vallini C, Tinti F, Caputo V. 2010. Genetic characterization of loggerhead turtle (*Caretta caretta*) individuals stranded and caught as bycatch from the North-Central Adriatic Sea Amphibia-Reptilia 31: 127 – 133

Girondot M, Delmas V, Rivalan P, Courchamp F, Prevot-Julliard A-C, Godfrey MH. 2004. Implications of temperature dependent sex determination for population dynamics Pages 148–155 in N Valenzuela and V Lance, editors Temperature-dependent sex determination in vertebrates Smithsonian, Washington, DC, USA

Godley BJ, Broderick AC, Mrvosovsky N. 2001. Estimating hatchling sex ratios of loggerhead turtles in Cyprus from incubation durations Marine Ecology Progress Series 210: 195-201

Gómez de Segura A, Tomás, J, Pedraza, SN, Crespo, EA, Raga, JA. 2003. Preliminary patterns of distribution and abundance of loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, around Columbretes Island Marine Reserve, Spanish Mediterranean Marine Biology 143: 817-823

- Gómez de Segura A, Tomás, J, Pedraza, SN, Crespo, EA, Raga, JA. 2006. Abundance and distribution of the endangered loggerhead turtle in Spanish Mediterranean waters and the conservation implications *Animal Conservation* 9: 199-206
- Groombridge B. 1990. Marine turtles in the Mediterranean: distribution, population status, conservation A report to the Council of Europe, Environment and Management Division Nature and Environment Series, Number 48 Strasbourg 1990
- Halpin PN, Read AJ, Fujioka E, et al. 2009. OBIS-SEAMAP The World Data Center for Marine Mammal, Sea Bird, and Sea Turtle Distributions *Oceanography* 22, 104-115
- Hamann M, Godfrey MH, Seminoff JA, et al. 2010 Global research priorities for sea turtles: informing management and conservation in the 21st century *Endang Species Res* 1:245-269
- Hart KM, Mooreside, P, Crowder, LB. 2006. Interpreting the spatio-temporal patterns of sea turtle strandings: Going with the flow *Biological Conservation* 129: 283-290
- Hays GC, Broderick AC, Glen F, Godley BJ, Houghton JDR, Metcalfe JD. 2002. Water temperature and interesting intervals for loggerhead (*Caretta caretta*) and green (*Chelonia mydas*) sea turtles *Journal of Thermal Biology* 27: 429-432
- Hays GC, Mazaris AD, Schofield G. 2014. Different male versus female breeding periodicity helps mitigate offspring sex ratio skews in sea turtles *Frontiers in Marine Science* 1, 43
- Heithaus MR, Frid A, Wirsin AJ, Dill LM, Fourqurean JW, Burkholder D, Thomson J, Bejder L. 2007. State-dependent risk-taking by green sea turtles mediates top-down effects of tiger shark intimidation in a marine ecosystem *Journal of Animal Ecology* 76, 837-844
- Hochscheid S, Bentivegna F, Bradai MN, Hays GC. 2007. Overwintering behaviour in sea turtles: dormancy is optional *Marine Ecology Progress Series* 340: 287-298
- Hochscheid S, Bentivegna F, Hamza A, Hays GC. 2007. When surfacers do not dive: multiple significance of extended surface times in marine turtles *The Journal of Experimental Biology*, 213, 1328-1337
- Houghton JDR, Woolmer A & Hays GC. 2000. Sea turtle diving and foraging behaviour around the Greek island of Kefalonia *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 80, 761-762
- Kasperek M, Godley BJ & Broderick AC. 2001. Nesting of the Green Turtle, *Chelonia mydas*, in the Mediterranean: a turtle nesting at Akyatan beach Turkey, 1994-1997 *Zoology in the Middle East*, 24, 45-74
- Katselidis KA, Schofield G, Dimopoulos P, Stamou GN, Pantis JD. 2012. Females First? Past, present and future variability in offspring sex-ratio at a temperate sea turtle breeding area *Animal Conservation* 15(5) 508-518
- Katselidis KA, Schofield G, Dimopoulos P, Stamou GN, Pantis JD. 2013. Evidence based management to regulate the impact of tourism at a key sea turtle rookery *Oryx* 47:584-594
- Katselidis KA, Schofield G, Dimopoulos P, Stamou GN, Pantis JD. 2014. Employing sea-level rise scenarios to strategically select sea turtle nesting habitat important for long-term management *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 450, 47-54

- Kot CY, DiMatteo A, Fujioka E, Wallace B, Hutchinson B, Cleary J, Halpin P, Mast R. 2013. The State of the World's Sea Turtles Online Database
- Laurent L, Casale P, Bradai MN, et al. 1998. Molecular resolution of marine turtle stock composition in fishery bycatch: a case study in the Mediterranean *Molecular Ecology* 7, 1529-1542
- Lauriano G, Panigada S, Casale P, Pierantonio N, Donovan GP. 2011. Aerial survey abundance estimates of the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* in the Pelagos Sanctuary, northwestern Mediterranean Sea *Marine Ecology Progress Series* 437: 291– 302
- Lazar B, Casale P, Tvrtkovic N, Kozul V, Tutman P, Glavic N. 2004a. The presence of the green sea turtle, *Chelonia mydas*, in the Adriatic Sea *Herpetological Journal* 14: 143-147
- Lazar B, Casale P, Tvrtkovic N, Kozul V, Tutman P, Glavic N. 2004b. The presence of the green sea turtle, *Chelonia mydas*, in the Adriatic Sea *Herpetological Journal*, 14, 143–147
- Lazar B, Margaritoulis D & Tvrtkovic N. 2004a. Tag recoveries of the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* in the eastern Adriatic Sea: implications for conservation *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 84, 475–480
- Lee PLM, Schofield G, Haughey RI, Mazaris AD, Hays GC. In submission. Sex in the city revisited: movement impacts on packing density and female promiscuity
- Limpus CJ. 1993. The green turtle, *Chelonia mydas*, in Queensland: breeding males in the southern Great Barrier Reef *Wildlife Research* 20(4) 513 - 523
- Limpus CJ. 2005. Research Publication Great Barrier Reef Marine Park Authority
- Luschi P, Casale P. 2014. Movement patterns of marine turtles in the Mediterranean Sea: a review *Italian Journal of Zoology* 81: 478-495
- Maffucci F, D'Angelo I, Hochscheid S, et al. 2013. Sex ratio of juvenile loggerhead turtles in the Mediterranean Sea: Is it really 1:1? *Mar Biol* 160: 1097-1107
- Margaritoulis D, Argano R, Baran I et al. 2003. Loggerhead turtles in the Mediterranean Sea In: Bolten AB, Witherington BE (eds) *Loggerhead sea turtles* Smithsonian Books, Washington p 175–198
- Margaritoulis D, Teneketzis K. 2003. Identification of a developmental habitat of the green turtle in Lakonikos Bay, Greece. In *First Mediterranean Conference on Marine Turtles* (Margaritoulis D & Demetropoulos A eds) Barcelona Convention - Bern Convention - Bonn Convention (CMS), Rome, pp 170-175
- Mazaris AD, Almpnidou V, Wallace B, Schofield G. 2014. A global gap analysis of sea turtle protection coverage 2014 *Biological Conservation* 173, 17–23
- Mazaris AD, Matsions G, Pantis JD. 2009. Evaluating the impacts of coastal squeeze on sea turtle nesting *Ocean & Coastal Management* 52 (2009) 139–145
- MEDASSET. 2016. Map of Sea Turtle Rescue & First Aid Centres in the Mediterranean (Sea Turtle Rescue Map) www.medasset.org/our-projects/sea-turtle-rescue-map

Milieu Ltd Consortium. 2014. Article 12 Technical Assessment of the MSFD 2012 obligations 7
February 2014 Finalversion

http://eceuropa.eu/environment/marine/eu-coast-and-marine-policy/implementation/pdf/national_reports.zip

Mitchell NJ, Allendorf FW, Keall SN, Daugherty CH, Nelson NJ. 2010. Demographic effects of temperature-dependent sex determination: will tuatara survive global warming? *Glob Change Biol* 16, 60–72

Nada MA, Boura L, Grimanis K, Schofield G, El-Alwany MA, Noor N, Ommeran MM, Rabia B. 2013. Egypt's Bardawil Lake: safe haven or deadly trap for sea turtles in the Mediterranean? A report by MEDASSET, Suez Canal University and Nature Conservation Egypt 79pp

Patel SH. 2013. Movements, Behaviors and Threats to Loggerhead Turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean Sea PhD thesis Drexel University USA

Pfaller JB, Bjorndal KA, Chaloupka M, Williams KL, Frick MG, Bolten AB. 2013. Accounting for Imperfect Detection Is Critical for Inferring Marine Turtle Nesting Population Trends *PLoS One*, 8 4: e623261-e623265 doi:101371/journalpone006232

Piovano S, Clusa M, Carreras C et al. 2011. Different growth rates between loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) of Mediterranean and Atlantic origin in the Mediterranean Sea *Mar Biol* 158: 2577

Poloczanska ES, Limpus CJ, Hays GC. 2009. Chapter 2 Vulnerability of Marine Turtles to Climate Change *Advances in Marine Biology* 56, 151–211

Rees AF, Jony M, Margaritoulis D, Godley BJ. 2008. Satellite tracking of a green turtle, *Chelonia mydas*, from Syria further highlights the importance of North Africa for Mediterranean turtles *Zoology in the Middle East*, 45, 49–54

Rees AF & Margaritoulis D. 2008. Comparison of behaviour of three loggerhead turtles tracked by satellite in and from Amvrakikos Bay, NW Greece 25th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation, Savannah, Georgia, USA pp 84

Rees AF, Margaritoulis D, Newman R, Riggall TE, Tsaros P, Zbinden JA, Godley BJ. 2013. Ecology of loggerhead marine turtles *Caretta caretta* in a neritic foraging habitat: movements, sex ratios and growth rates *Marine Biology* 160, 519–529

Saba VS, Stock CA, Spotila JR, Paladino FP, Santidrián-Tomillo P. 2012. Projected response of an endangered marine turtle population to climate change *Nature Climate Change*, 2, 814-820

Saied A, Maffucci, F Hochscheid S, Dryag S, Swayeb B, Borra M, Ouerghi A, Procaccini G, Bentivegna F. 2012. Loggerhead turtles nesting in Libya: an important management unit for the Mediterranean stock *Marine Ecology Progress Series*, 450, 207–218

Schofield G, Bishop CM, Katselidis KA, Dimopoulos P, Pantis JD, Hays GC. 2009. Microhabitat selection by sea turtles in a dynamic thermal environment *Journal of Animal Ecology* 78(1):14-22

Schofield G, Dimadi A, Fossette S, Katselidis KA, Koutsoubas D, et al. 2013b. Satellite tracking large numbers of individuals to infer population level dispersal and core areas for the protection of an endangered species *Diversity and Distributions* doi: 101111/ddi12077

- Schofield G, Hobson VJ, Fossette S, Lilley MKS, Katselidis KA, Hays GC. 2010b. Fidelity to foraging sites, consistency of migration routes and habitat modulation of home range by sea turtles *Diversity & Distributions*, 16(5), 840–853
- Schofield G, Hobson VJ, Lilley MKS, Katselidis KA, Bishop CM, Brown P, Hays GC. 2010a. Inter-annual variability in the home range of breeding turtles: implications for current and future conservation management *Biological Conservation* 143:722-730
- Schofield G, Lilley MKS, Bishop CM, Brown P, Katselidis KA, Dimopoulos P, Pantis JD, Hays GC. 2009. Conservation hotspots: intense space use by breeding male and female loggerheads at the Mediterranean's largest rookery *Endangered Species Research* 10:191-202
- Schofield G, Scott R, Dimadi A, Fossette S, Katselidis KA, Koutsoubas D, et al. 2013a Evidence based marine protected area planning for a highly mobile endangered marine vertebrate *Biological Conservation*, 161, 101-109
- Scott R, March R, Hays GC. 2011. Life in the really slow lane: loggerhead sea turtles mature late relative to other reptiles *Functional Ecology* 26, 227–235
- Snape RTE, Broderick AC, Cicek B, Fuller WJ, Glen F, Stokes K, Godley BJ. 2016. Shelf life: Neritic habitat use of a loggerhead turtle population highly threatened by fisheries *Diversity and Distributions* DOI: 101111/ddi12440
- Snape RTE, Schofield G, White M. In submission. Adult and juvenile loggerhead turtles use similar foraging habitats in the Central Mediterranean Sea
- Sprogis KR, Pollock KH, Raudino HC, Allen SJ, Kopps AM, Manlik O, Tyne JA, Beider L. 2016. Sex-specific patterns in abundance, temporary emigration and survival of Indo-Pacific bottlenose dolphins (*Tursiops aduncus*) in coastal and estuarine waters *Frontiers in Marine Science* 3,12
- Stokes KL, Broderick AC, Canbolat AF, Candan O, Fuller WJ, Glen F, Godley BJ. 2015. Migratory corridors and foraging hotspots: critical habitats identified for Mediterranean green turtles. *Diversity and Distributions*
- Stokes KL, Fuller WJ, Godley BJ, Hodgson DJ, Rhodes KA, Snape RTE, Broderick AC. 2014. Detecting green shoots of recovery: the importance of long-term individual-based monitoring of marine turtles *Animal Conservation* 17, 593–602
- SWOT, 2006a, 2006b, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012 State of the World's Sea Turtles Reports vol I-VII Available from: <http://seaturtlestatus.org/>
- Tucker. 2010. Nest site fidelity and clutch frequency of loggerhead turtles are better elucidated by satellite telemetry than by nocturnal tagging efforts: implications for stock estimation *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 383: 48–55
- UNEP(DEPI)/MED. 2011. Satellite Tracking of Marine Turtles in the Mediterranean Current Knowledge and Conservation Implications UNEP(DEPI)/MED WG359/inf8 Rev1
- Vallini C, Mencacci R, Lambardi P, et al. 2006. Satellite tracking of three adult loggerhead turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean sea Twenty Sixth Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation International Sea Turtle Society: Athens, Greece; 115

- Wallace,BP, DiMatteo AD, Hurley BJ, et al. 2010. Regional management units for marine turtles: a novel framework for prioritizing conservation and research across multiple scales PLoS One 5, e15465
- Wallace BP, DiMatteo AD, Bolten AB et al. 2011. Global conservation priorities for marine turtles PLoS One 6, e24510
- White M, Boura L, Venizelos L. 2011. Monitoring an Important Sea Turtle Foraging Ground in Drini Bay, Albania Marine Turtle Newsletter 131
- White M, Boura L, Venizelos L. 2013. Population structure for sea turtles at Drini Bay: an important nearshore foraging and developmental habitat in Albania Chelonian Conserv Biol 12:283–292
- Whiting, AU, Chaloupka M, Limpus CJ. 2013. Comparing sampling effort and errors in abundance estimates between short and protracted nesting seasons for sea turtles Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 449 165-170 doi:10.1016/j.jembe.2013.09.016
- Whiting, AU, Chaloupka M, Pilcher N, Basintal P, Limpus CJ. 2014. Comparison and review of models describing sea turtle nesting abundance Marine Ecology Progress Series, 508 233-246 doi:10.3354/meps10832
- Witt MJ, Hawkes LA, Godfrey MH, Godley BJ, Broderick AC. 2010. Predicting the impacts of climate change on a globally distributed species: the case of the loggerhead turtle. The Journal of Experimental Biology 213, 901-911
- Yilmaz C, Turkozan O, Bardakic E, White M, Kararaj E. 2012. Loggerhead turtles (*Caretta caretta*) foraging at Drini Bay in Northern Albania: Genetic characterisation reveals new haplotypes Acta Herpetologica 7: 155-162
- Zbinden JA, Aebischer AA, Margaritoulis D, Arlettaz R. 2007. Insights into the management of sea turtle interesting area through satellite telemetry Biol Cons 137: 157-162
- Zbinden, JA, Aebischer, A, Margaritoulis, D & Arlettaz, R. 2008. Important areas at sea for adult loggerhead sea turtles in the Mediterranean Sea: satellite tracking corroborates findings from potentially biased sources Marine Biology, 153, 899–906
- Zbinden JA, Bearhop S, Bradshaw P, Gill B, Margaritoulis D, Newton J & Godley BJ. 2011. Migratory dichotomy and associated phenotypic variation in marine turtles revealed by satellite tracking and stable isotope analysis Marine Ecology Progress Series, 421, 291–302
- Zbinden J A, Largiadèr CR, Leippert F, Margaritoulis D, Arlettaz R. 2007. High frequency of multiple paternity in the largest rookery of Mediterranean loggerhead sea turtles Molecular Ecology 16:3703-3711

Objectif Ecologique 1 (OE1): Biodiversité

Note: Les cartes et les illustrations sont provisoires

OE1: Indicateur commun 3. : Aire de répartition des habitats (oiseaux marins)

GENERAL

Rapporteur: CAR/ASP

Échelle géographique de l'évaluation: Régional: Méditerranée

Pays contributeurs

Thème central 2- Biodiversité et Ecosystèmes

Objectif Ecologique OE1: La diversité biologique est maintenue ou améliorée. La qualité et l'occurrence des habitats côtiers et marins et la répartition et l'abondance des espèces côtières et marines sont conformes aux conditions physiographiques, hydrographiques, géographiques et climatiques en vigueur.

Indicateur Commun de l'IMAP Indicateur commun 3 (IC3): Aire de répartition des espèces (Oiseaux marins)

Code de la Fiche d'évaluation de l'indicateur OE1 IC3

Justification/ Méthodes

Contexte (bref)

L'aire de répartition d'une espèce est la première étape pour évaluer son état et ses changements potentiels dans le temps. C'est aussi l'indicateur le plus simple, mais cela ne signifie pas que des informations fiables sont disponibles pour toute la région. Dans l'ensemble, les oiseaux de mer méditerranéens ont réduit leur aire de répartition à travers les temps historiques, bien qu'il existe peu de sources de données fiables pour évaluer correctement les tendances. Les facteurs suivants sont considérés comme les principaux responsables des changements dans l'aire de répartition : (1) l'introduction de prédateurs terrestres dans les îles; (2) développement côtier humain; (3) la persécution humaine et la récolte (pas plus pertinent dans la plupart des pays). D'autres pressions importantes à prendre en considération sont la surpêche et le changement climatique, en particulier à partir de maintenant.

Les processus de changement dans l'aire de répartition peuvent fonctionner à la fois au niveau local et régional. Pour une approche au niveau local, la protection des sites de reproduction est une première étape pour assurer le maintien de l'aire de reproduction des oiseaux marins. Cependant, il est important de compléter ces efforts sur les terres avec la protection des habitats clés correspondants en mer. Cependant, les mesures locales pourraient ne pas suffire pour lutter contre les pressions au niveau

sous-régional, régional ou mondial. Assurer un écosystème marin sain nécessite des politiques sectorielles adoptant une approche écosystémique.

Contexte (étendu)

Contexte et justification de l'intégrité des habitats et des fonds marins, les pressions et les catalyseurs clés

La compréhension de l'étendue de l'aire de répartition d'une espèce est la première étape pour évaluer son état et les éventuels changements au fil du temps. Cela constitue également le plus simple indicateur, mais cela ne signifie pas que des informations fiables soient disponibles pour l'ensemble de la région.

Dans l'ensemble, les oiseaux marins de la Méditerranée ont réduit leur aire de distribution à travers le temps, bien qu'il y ait peu de sources de données fiables pour faire une bonne évaluation des tendances. Les facteurs suivants sont considérés comme étant les principaux responsables des changements dans l'aire de répartition :

- L'introduction de prédateurs terrestres dans les îles a probablement façonné la répartition actuelle de nombreux oiseaux marins, en particulier les puffins et l'océanite cul-blanc, en les limitant aux zones inaccessibles des principales îles et aux îlots reculés. Malgré cela, dans de nombreux cas, ces oiseaux coexistent avec les prédateurs terrestres (Ruffino et al. 2009), ce qui entraîne souvent des tendances à la baisse dans la population.
- Le développement humain a conduit à la dégradation et la destruction des habitats côtiers dans toute la méditerranée. Les oiseaux qui se reproduisent dans les zones humides ont été probablement les plus touchés, en raison de l'assèchement systématique de ces habitats. De même, les oiseaux qui se reproduisent dans les plages et les dunes ont également connu une forte diminution de l'habitat disponible qui soit en bon état et sans perturbations, en particulier avec l'essor du tourisme au siècle dernier. Ce dernier élément est surtout aigu dans la partie nord de la région, mais l'ensemble du bassin est concerné.
- Persécution de l'homme et récolte. C'est une menace qui a été largement au cours du siècle dernier, en particulier dans le nord, mais elle pourrait avoir été une source majeure de changement au cours des siècles passés, et peut encore constituer une menace dans certaines régions.

D'autres pressions pertinentes à envisager sont la surpêche et le changement climatique, mais ils peuvent avoir une influence majeure sur la distribution des oiseaux en mer, alors que leur rôle dans la distribution des aires de reproduction n'est pas clair en méditerranée. Les espèces à aires d'alimentation limitées, comme le cormoran huppé et les sternes shag sont les plus enclins à souffrir de ces changements, car elles ne peuvent atténuer les effets des modifications locales de leurs aires d'alimentation (reproduction) en passant à d'autres aires (plus distantes). A ce sujet, les sternes (et le goéland d'Audouin) sont adaptés pour faire face aux fluctuations en termes de disponibilité des proies en changeant leur emplacement de reproduction d'une année à l'autre, si nécessaire.

Même s'il n'y a pas de changements avérés dans la répartition des aires de reproduction d'oiseaux de mer pour cause d'épuisement de la nourriture et/ou de changement climatique (ou, plus largement, de changement environnemental), ils sont susceptibles de se produire dans un avenir proche si les niveaux de dégradation de l'environnement et la surexploitation des poissons sont maintenus au fil le temps. Néanmoins, le manque de données précises, rend difficile l'évaluation de ce type de changements, et il est nécessaire de mettre en place des programmes de surveillance de l'ensemble du bassin afin de rendre possible une évaluation appropriée dans l'avenir.

Contexte politique et objectifs

Les processus entraînant des changements dans les aires de répartition peuvent avoir lieu à la fois au niveau local et régional. Pour une approche au niveau local, la protection des sites de reproduction constitue un premier pas pour assurer le maintien de l'aire de reproduction d'oiseaux marins. Cependant, il est important de compléter ces efforts sur terre par la protection des principaux habitats

correspondant en mer. A cet égard, la Méditerranée est en train de mettre en place un réseau représentatif et cohérent d'Aires Marines Protégées (p. ex. Gabrié et al. 2012), qui, dans le cadre de stratégies de gestion appropriées bénéficiera sûrement au maintien de la reproduction du restant des autres populations d'oiseaux marins, ainsi que d'autres espèces en visite. En outre, la promotion de la protection des sites de reproduction anciens/potentiels, ou même leur restauration, pourrait aider à récupérer une partie des pertes des aires de répartition de certaines espèces, par des processus de re-colonisation.

Cependant, des mesures locales pourraient ne pas suffire à combattre les pressions au niveau sous-régional, régional ou mondial. Assurer un écosystème marin sain exige que les politiques sectorielles adoptent une approche écosystémique. La pêche mérite une attention particulière, étant donné le niveau de la surexploitation des richesses halieutiques de la Méditerranée. Les engagements actuels pris par la Commission générale des pêches pour la Méditerranée constituent une perspective prometteuse, tout comme les efforts de la politique commune de pêche de l'UE dans les pays européens, mais il y a un long chemin à parcourir. Les autres problèmes à résoudre sont la pollution (PNUE/PAM 2015), le débit fluvial (pour assurer la productivité marine), et le changement climatique ou environnemental, qui nécessitent une approche encore plus étendue (PNUE/PAM 2016).

Méthodes d'évaluation

L'aire de répartition de la reproduction d'une espèce d'oiseaux marins peut être évaluée en utilisant une grande diversité d'approches méthodologiques, la plupart d'entre elles sont assez simples. Pour les espèces les plus visibles, comme les goélands et les sternes, une inspection visuelle simple de l'habitat le plus approprié pourrait suffire, car ces oiseaux utilisent des nids ouverts et ont une activité quotidienne dans la colonie. Les cormorans pourraient être plus difficiles à confirmer en tant que reproducteurs, car ils se reproduisent souvent dans les falaises côtières et les îlots et utilisent des crevasses ou des grottes qui peuvent être difficiles à détecter. Dans de tels cas, des enquêtes spécifiques provenant de points de vue côtiers ou de bateaux (encore meilleurs) pourraient être utiles pour confirmer leur élevage sur certains sites. Pour les puffins, qui se reproduisent dans les crevasses et les terriers et assistent au nid la nuit, une combinaison de méthodes peut être utile : les vocalisations dans les zones appropriées et la formation de radeaux près de la côte sont des indicateurs de reproduction à proximité, bien que d'autres preuves soient nécessaires pour confirmer la reproduction; par prospection directe de la zone et l'emplacement des nids occupés.

L'évaluation de l'aire de répartition d'une espèce en mer peut être plus délicate, car de nombreuses zones demeurent largement non prospectées. Une combinaison de comptes côtiers à la mer et des enquêtes sur les bateaux (par exemple en utilisant des lignes de ferry ou des croisières océanographiques) pourrait fournir des informations utiles. D'autre part, les technologies de suivi représentent aujourd'hui un outil très précieux pour comprendre les modes de distribution des oiseaux de mer tout au long de leur cycle annuel. Ce dernier n'est que limité par le type d'appareil utilisé (révélant des informations différentes pour des périodes différentes et à une précision différente), ainsi que par les groupes d'âge suivis (le plus souvent les adultes) et les colonies d'origine. Enfin, les plateformes scientifiques citoyennes augmentent et peuvent fournir des informations opportunistes et précieuses pour affiner les modèles de distribution des oiseaux de mer.

RÉSULTATS

Les résultats et l'État, y compris les tendances (bref)

Un résumé de la présence/absence des espèces sélectionnées pour la surveillance est présenté dans le tableau 1, par sous-région et pays. Comme pour les autres composantes de la biodiversité, les oiseaux affichent une plus grande diversité à l'ouest et au nord du bassin méditerranéen (cf. Coll et al. 2008). Cette tendance générale est en accord avec les tendances de la productivité marine dans la région, mais peut aussi être liée à d'autres facteurs, tels qu'une meilleure connaissance et de suivi des programmes dans le nord et l'ouest. Les espèces qui se reproduisent dans des nids ouverts, comme les goélands et

les sternes, semblent être plus largement distribués, en particulier la sterne naine. D'autre part, les espèces fouisseuses ou qui se reproduisent dans les crevasses comme le puffin, ont tendance à se concentrer dans le nord et l'ouest. Ces espèces peuvent trouver plus d'un habitat convenable dans ces zones, mais la difficulté de trouver leur nid et leur comportement discret près des colonies peut les avoir fait négliger dans certaines zones faiblement prospectées.

Tableau: *Présence des différentes espèces d'oiseaux sélectionnées pour la surveillance par sous-région et pays. L'orange représente la reproduction, et le bleu la non reproduction (principalement l'hiver, mais cela peut également refléter la présence d'oiseaux durant la saison de reproduction et/ou de migration dans des pays où ils ne se reproduisent pas). La couleur sombre concerne les espèces bien établies, tandis que la couleur claire est pour les espèces rares. Des questions s'imposent lorsque l'information mérite d'être corroborée ou affinée.*

Sub-regions	Countries	P. mauretanicus		P. yelkouan		Ph. aristotelis d.		L. audouinii		S. sandvicensis		S. albifrons		S. nilotica	
		Br.	Non-br.	Br.	Non-br.	Br.	Non-br.	Br.	Non-br.	Br.	Non-br.	Br.	Non-br.	Br.	Non-br.
Western Mediterranean	Algeria														
	France														
	Italy														
	Monaco														
	Morocco														
	Spain														
Tunisia															
Central Mediterranean & Ionian	Libya														
	Malta														
	Tunisia														
	Italy														
	Greece														
Adriatic-Sea	Albania														
	Bosnia-Herzegovina														
	Croatia														
	Italy														
	Montenegro														
Slovenia															
Eastern Mediterranean	Cyprus														
	Egypt														
	Greece														
	Israel														
	Lebanon														
	Palestinian territories														
	Syria														
	Turkey														

Les résultats et l'État, y compris les tendances (étendu)

CONCLUSIONS

Conclusions (brève)

Comme insinué plus haut, la diversité croissante du sud-est au nord-ouest pourrait être en partie influencée par l'action de prospection et de surveillance. Pour de nombreux pays de l'Est et du sud, ainsi que pour certains pays de l'Adriatique, les informations sur les populations d'oiseaux en reproduction ou la présence en mer est inégale ou totalement inexistante. C'est peut-être en partie parce que les oiseaux sont en fait rares ou absents là bas, mais cela pourrait également être lié à une absence de données. Plus particulièrement il y a peu d'informations disponibles pour l'Algérie, l'Égypte, Israël, Liban, Syrie, Chypre et la Turquie, ainsi que le Monténégro et l'Albanie. Il n'y a aucune information en provenance de Bosnie-Herzégovine, mais ce pays a une zone côtière extrêmement limitée, et n'a très probablement pas de colonies d'oiseaux en reproduction. Les informations de la Libye sont également fragmentaires, et se concentrent sur les sternes.

Cependant, le manque d'information n'est pas limité aux pays ci-dessus. La plupart des autres pays ont des lacunes importantes, en particulier en ce qui concerne l'évaluation de la taille des populations, mais aussi en ce qui concerne l'inventaire correct de toutes les colonies de reproduction présente sur leur territoire, en particulier dans le cas des puffins. Par exemple, une colonie de plus de 1 500 puffins yelkouan a été découverte récemment en Grèce, près d'Athènes, même si cette zone reste raisonnablement bien prospectée. De même, l'élevage de l'océanite en mer Égée n'a pas été confirmé jusqu'à il y a quelques années.

Conclusions (étendues)

Messages clés

Malgré les modèles de distribution se multipliant sont relativement facile d'évaluer, les informations sont inégales et souvent le manque. On pourrait confondre un sud-est au nord-ouest le gradient de diversité croissant a été observé, d'accord avec des modèles de productivité dans la région, mais ceci des plus grands écarts(trous) de données dans les pays les plus sud et les plus à l'est.

Lacunes dans les connaissances

L'information sur les goélands et les sternes semble raisonnablement bonne, bien que certains pays du sud et de l'Est aient peut-être besoin de mettre à jour leurs enquêtes. Pour les puffins, il est plus difficile de trouver des informations pour ces mêmes pays, ce qui pourrait être une combinaison de populations d'une reproduction peu nombreuses ou inexistantes et d'un manque de prospection.

Liste de références

- Abelló, P., Arcos, J. M., & Gil De Sola, L. 2003. Geographical patterns of seabird attendance to a research trawler along the Iberian Mediterranean coast. *Scientia Marina* 67: 69–75.
- Arcos, J.M. (compiler) 2011. International species action plan for the Balearic shearwater, *Puffinus mauretanicus*. SEO/Bird-life & Bird-life International.
http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/wildbirds/action_plans/docs/puffinus_puffinus_mauretanicus.pdf
- Arcos, J.M., Bécarea, J., Villero, D., Brotons, L., Rodríguez, B. & Ruiz, A. 2012. Assessing the location and stability of foraging hotspots for pelagic seabirds: an approach to identify marine Important Bird Areas (IBAs) in Spain. *Biological Conservation* 156: 30-42.
- Arcos, J.M., Bécarea, J., Cama, A. & Rodríguez, B. 2012. Estrategias marinas, grupo aves: evaluación inicial y buen estado ambiental. MAGRAMA, IEO & SEO/BirdLife.
- Bianchi, C.N. & Morri, C. 2000. Marine Biodiversity of the Mediterranean Sea: Situation, Problems and Prospects for Future Research. *Marine Pollution Bulletin* 40: 365-376.
- BirdLife International. 2016. IUCN Red List for birds. Downloaded from <http://www.birdlife.org>
- Boyd, I., Wanless, S. & Camphuysen, C.J. 2006. Top predators in marine ecosystems: their role in monitoring and management. Cambridge University Press.
- Bourgeois, K. & Vidal, E. 2008. The Endemic Mediterranean shearwater *Puffinus yelkouan*: distribution, threats and a plea for new data. *Oryx* 42: 187-194.
- Coll M, Piroddi C, Steenbeek J, Kaschner K, Ben Rais Lasram F, et al. 2010. The Biodiversity of the Mediterranean Sea: Estimates, Patterns, and Threats. *PLoS ONE* 5(8): e11842.
doi:10.1371/journal.pone.0011842
- Croxall, J.P., S.H.M. Butchart, B. Lascelles, A.J. Stattersfield, B. Sullivan, A. Symes & P. Taylor. 2012. Seabird conservation status, threats and priority actions: a global assessment. *Bird Conservation International* 22: 1-34.

- Fric, J., Portolou, D., Manolopoulos, A. & Kastritis, T. 2012. Important Areas for Seabirds in Greece. LIFE07NAT/GR/000285. Hellenic Ornithological Society (HOS/BirdLife Greece). Athens.
- Gutiérrez, R. & Figuerola, J. 1995. Wintering distribution of the Balearic Shearwater (*Puffinus yelkouan mauretanicus*) off the northeastern coast of Spain. *Ardeola* 42(2): 161-166.
- Louzao, M., Hyrenbach, K. D., Arcos, J. M., Abelló, P., Sola, L. G. De, & Oro, D. 2006. Oceanographic habitat of a critically endangered Mediterranean Procellariiform: implications for the design of Marine Protected Areas. *Ecological Applications* 16 (5): 1683–1695.
- Louzao, M., Becares, J., Rodriguez, B., Hyrenbach, K., Ruiz, A., & Arcos, J. (2009). Combining vessel-based surveys and tracking data to identify key marine areas for seabirds. *Marine Ecology Progress Series*, 391.
- Louzao, M., García, D., Rodríguez, B. & Abelló, M. 2015. *Marine Ornithology* 43: 49-51
- Meier, R. E., Wynn, R. B., Votier, S. C., Mcminn Grivé, M., Rodríguez, A., Maurice, L., Guilford, T. 2015. Consistent foraging areas and commuting corridors of the critically endangered Balearic shearwater *Puffinus mauretanicus* in the northwestern Mediterranean. *Biological Conservation* 190, 87–97.
- Mínguez, E., Oro, D., de Juana, E., & Martínez-Abraín, A. 2003. Mediterranean seabird conservation: what can we do? *Scientia Marina* 67: 3–6.
- Paleczny M, Hammill E, Karpouzi V, Pauly D (2015) Population Trend of the World's Monitored Seabirds, 1950-2010. *PLoS ONE* 10(6): e0129342. doi:10.1371/journal.pone.0129342
- Parsons, M., Mitchell, I., Butler, A., Ratcliffe, N., Frederiksen, M., Foster, S., & Reid, J. B. 2008. Seabirds as indicators of the marine environment. – *ICES Journal of Marine Science* 65: 1520–1526.
- Péron, C., Grémillet, D., Prudor, A., Pettex, E., Saraux, C., Soriano-Redondo, A., Authier, M. & Fort, J., 2013. Importance of coastal Marine Protected Areas for the conservation of pelagic seabirds: The case of Vulnerable yelkouan shearwaters in the Mediterranean Sea. *Biological Conservation* 168: 210-221.
- Piatt, J.F., Sydeman, W.J. & Wiese, F. 2007. Introduction: a modern role for seabirds as indicators. *Marine Ecology Progress Series* 352: 199-204.
- Raine, A. F., Raine, H., Borg, J. J., & Meirinho, A. 2011. Post-fledging dispersal of Maltese Yelkouan Shearwaters *Puffinus yelkouan*. *Ringing and Migration* 26(2): 94–100.
- Raine, A. F., Borg, J. J., Raine, H., & Phillips, R. A. 2013. Migration strategies of the Yelkouan Shearwater *Puffinus yelkouan*. *Journal of Ornithology* 154(2): 411–422.
- UNEP/MAP. 2015. Strategic Action Programme to Address Pollution from Land Based Activities in the Mediterranean region (SAP-MED) and National Action Plans' (NAP) implementation 2000 – 2015, UNEP/MAP, Athens, 2015.
- UNEP/MAP. 2016. Mediterranean Strategy for Sustainable Development 2016-2025. Valbonne. Plan Bleu, Regional Activity Centre.
- STECF (Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries). 2016. Mediterranean assessments part 1 (STECF-16-22); Publications Office of the European Union, Luxembourg.

Zotier, R., Bretagnolle, V. & Thibault, J.C. 1999. Biogeography of the marine birds of a confined sea, the Mediterranean. *Journal of Biogeography* 26, 297-313.

Objectif Ecologique 1 (OE1) : Biodiversité

Note: Les cartes et les illustrations sont provisoires

OE1 : Indicateur commun 4: Abondance de la population des espèces (Mammifères marins)

GENERAL

Rapporteur: CAR/ASP

Échelle géographique de l'évaluation: Régional: Méditerranée

Pays contributeurs

Thème central 2- Biodiversité et Ecosystèmes

Objectif Ecologique OE1: La diversité biologique est maintenue ou améliorée. La qualité et l'occurrence des habitats côtiers et marins et la répartition et l'abondance des espèces côtières et marines sont conformes aux conditions physiographiques, hydrographiques, géographiques et climatiques en vigueur.

Indicateur Commun de l'IMAP Indicateur commun (IC 4)

Code de la Fiche d'évaluation de l'indicateur OE1 IC4

Justification/ Méthodes

Contexte (bref)

Une information robuste sur les paramètres de la population tels que l'abondance et la densité, est essentielle pour informer la conservation et la gestion à l'échelle temporelle et spatiale diversifiées. Ils sont également pertinents pour s'assurer que les mesures de conservation, les mesures d'atténuation et les mesures de gestion qui sont déjà en place sont efficaces en fournissant un compteur pour évaluer leur efficacité (par exemple, en évaluant les tendances de la population). Les cétacés de la Méditerranée sont protégés en vertu des cadres réglementaires (par exemple, la Directive Habitat et la Directive-Cadre sur la Stratégie pour le Milieu Marin) et par plusieurs accords internationaux tels que ACCOBAMS entre autres, qui non seulement indiquent dans une certaine mesure les priorités en termes de conservation mais aussi clairement indiquent les détails des activités de surveillance qui devraient être en place. En conséquence, cette information et le processus de collecte doivent être conformes à la réglementation nationale et internationale.

Contexte (étendu)

Contexte et justification de l'intégrité des habitats et des fonds marins, les pressions et les catalyseurs clés

Les paramètres de la population comme l'abondance et la densité sont des éléments essentiels de la prestation de conseils scientifiques sur des questions de conservation et de gestion, tant pour la détermination des priorités d'action que pour l'évaluation du succès ou de l'échec de ces actions. De telles informations sont également souvent nécessaires pour garantir le respect des règlements au niveau national et international.

Par définition, l'abondance de la population désigne le nombre total d'individus d'une espèce sélectionnée dans une zone spécifique dans un délai donné, tandis qu'avec la densité que nous nous référons au nombre d'animaux par unité de surface (p. ex. nombre d'individus par km²). La surveillance de la densité et de l'abondance des cétacés est particulièrement difficile et coûteuse. Les cétacés se présentent généralement en faible densité et sont très mobiles ; ils sont difficiles à repérer et à suivre en mer, même dans de bonnes conditions d'étude, parce qu'en général ils montrent seulement une partie de leur tête, du dos et la nageoire dorsale à la surface et passent la majorité du temps sous l'eau.

Afin d'être en mesure d'évaluer les tendances au fil du temps, il est crucial de planifier des programmes de surveillance systématique, qui sont des éléments essentiels de toute stratégie de conservation ; malheureusement, cette approche est négligée dans de nombreuses régions, y compris une grande partie de la Méditerranée. Le suivi au niveau régional peut exiger la collecte de données tout au long de l'année, afin de mieux comprendre les variations saisonnières dans la distribution, alors que la surveillance au niveau de la population concerne principalement les variations inter-annuelles.

Les changements de densité et d'abondance dans le temps et l'espace - appelés tendances de la population - sont généralement causés par les pressions anthropiques et/ou naturelles, les fluctuations de la dynamique de l'environnement et les changements climatiques. Il est fortement suggéré que l'abondance des mammifères marins soit suivie systématiquement à intervalles réguliers pour proposer et appliquer des mesures efficaces de conservation et évaluer et examiner l'efficacité des mesures déjà en place.

Cet indicateur vise à fournir des indications quantitatives et solides sur l'abondance de la population et des estimations de la densité d'espèces de mammifères marins vivant en Méditerranée.

Contexte politique et objectifs

Les populations de cétacés de la Méditerranée sont protégées dans le cadre de l'ACCOBAMS (Accord sur la conservation des cétacés de la mer Noire, de la Méditerranée et de la zone atlantique adjacente), sous les auspices de la Convention du PNUE sur la conservation des espèces migratrices appartenant à la faune sauvage (PNUE/CMS). Le sanctuaire Pelagos est une grande zone de protection marine, créé par la France, l'Italie et Monaco dans le bassin Corsico-Ligure-Provençal et la mer Tyrrhénienne, où la plupart des espèces de cétacés sont régulièrement observées et bénéficient de son système de conservation.

Toutes les espèces de cétacés en Méditerranée sont également protégées en vertu de l'annexe II du protocole SPA-BD de la Convention de Barcelone ; en vertu de l'annexe I de la Convention de Berne ; en vertu de l'annexe II de la Convention de Washington (CITES) ; et en vertu de l'annexe II de la Convention de Bonn (CMS).

Le dauphin commun, le cachalot et la baleine à bec de Cuvier et le phoque moine de Méditerranée font également partie de la liste de l'annexe I de la Convention de Bonn (CMS). Le grand dauphin, le marsouin commun et le phoque moine de Méditerranée font également partie de la liste de l'annexe II de la Directive des Habitats de l'UE.

Méthodes d'évaluation

Enquêtes visuelles aérienne et par navire

Avant la conduite de n'importe quel type de surveillance de populations animales visée à évaluer la distribution d'espèce, il est essentiel de définir les objectifs principaux du programme, à côté de la collecte d'informations pertinentes sur la zone d'étude cible et la présence et l'occurrence. Ces éléments sont essentiels pour choisir la bonne méthodologie de collecte de données, l'approche de conception d'enquête et le cadre analytique. Les relevés visuels de aériennes et des vaisseaux, ainsi que les sondages acoustiques des plates-formes et des navires statiques, ont permis d'évaluer la densité et l'abondance de nombreuses espèces, en fournissant des estimations robustes. La surveillance au niveau régional peut nécessiter la collecte de données tout au long de l'année, afin de mieux comprendre les tendances saisonnières de la distribution, tandis que la surveillance au niveau de la population porterait principalement sur les fluctuations interannuelles.

Nous pouvons identifier au moins cinq approches potentielles à entreprendre lors de la surveillance des cétacés :

1. Relevés visuels des plates-formes d'observation des navires, des aéronefs ou des terres (LOP).
2. PAM effectué lors d'enquêtes sur les navires avec des hydrophones remorqués.
3. PAM effectué par une surveillance acoustique statique, p.ex. en utilisant T-PODs ou EARS.
4. Photo-identification et l'analyse du marquage-recapture
5. Une combinaison de toutes ou de certaines des méthodes ci-dessus.

L'enquête aérienne visuelle et les études acoustiques et visuelles offrent plusieurs avantages, mais présentent une certaine limitation en fonction des espèces cibles. Par conséquent, lorsque vous décidez de la méthode de surveillance à mettre en œuvre, il est essentiel de considérer les limites de chaque approche et de comparer les différentes méthodologies. En général, les relevés effectués à partir d'un navire ou d'un avion ont une faible résolution temporelle. Les enquêtes sur les navires peuvent avoir un biais en raison des mouvements réactifs des animaux, les systèmes acoustiques stationnaires ont souvent une faible résolution spatiale et sont intrinsèquement problématiques d'un point de vue logistique en termes de déploiement d'instruments. L'identification photographique repose sur les différences visuelles entre les individus et s'étend généralement sur des fenêtres de grande envergure pour obtenir des résultats robustes. Enfin, les études de télémétrie ne permettent généralement que de petits échantillons, ce qui entraîne de nombreuses variations interindividuelles.

L'échantillonnage à distance du transect lignéaire, à la fois par les avions et les navires, est une approche bien établie utilisée pour estimer l'abondance et évaluer la densité de plusieurs espèces de cétacés et de méga-vertébrés. Dans l'échantillonnage à distance du transect, une zone d'enquête est définie et surveillée selon des transects prédéterminés. La distance à chaque animal détecté est mesurée et par conséquent utilisée pour obtenir une fonction de détection, à partir de laquelle une estimation de la largeur effective de la bande recherchée peut être calculée. L'abondance est alors calculée en extrapolant la densité estimée dans les bandes échantillonnées sur l'ensemble de la zone d'étude. Cette approche, en dépit d'être relativement facile à mettre en œuvre, relève de fortes hypothèses, dont l'une des plus importantes est l'hypothèse selon laquelle tous les animaux sur la ligne de piste sont détectés, c'est-à-dire. La probabilité de détecter un animal ou un groupe d'animaux est maximale ($g(0) = 1$). Cette hypothèse est souvent invalidée par les soi-disant biais de perception et de disponibilité où le premier implique que les animaux ne sont pas disponibles pendant la période où ils

se trouvent dans la gamme visuelle (par exemple, l'animal est sous l'eau), et ce dernier implique qu'un observateur manque Animal disponible à la surface. Les deux biais influent négativement sur les estimations de l'abondance. Par conséquent, les estimations qui ne tiennent pas compte des facteurs de correction possibles pour ces biais, représentent une sous-estimation de l'abondance réelle. Les écarts de disponibilité et de perception varient selon les espèces, étant généralement faibles pour les grands animaux et plus importants pour les espèces de petite taille. Les deux biais peuvent être surmontés et les estimations corrigées à l'aide d'une approche à double plate-forme, où l'utilisation de deux plates-formes indépendantes ou des ensembles d'observateurs permettrait d'estimer la proportion d'animaux manqués sur la ligne de transect, conjointement avec des informations sur le comportement de plongée des espèces marquées.

L'abondance relative non corrigée de la disponibilité et /ou des biais de perception peut être suffisante pour détecter les tendances de la population, réduire considérablement les enquêtes et peut être utilisé pour surveiller l'état de la population cible entre des enquêtes d'abondance absolue à grande échelle basées sur des budgets plus importants. Il est important de souligner que, pour ces enquêtes, les facteurs de correction pour la disponibilité et les biais de perception peuvent être utilisés a posteriori lorsqu'ils sont disponibles pour obtenir des estimations absolues.

La surveillance acoustique passive

Les cétacés, en particulier les odontocètes, sont des animaux très vocaux qui peuvent produire des vocalisations pendant plus de 80% du temps (par exemple le cachalot). La surveillance de ces sons permet, par conséquent, de recueillir des informations sur l'utilisation de l'habitat spatial et temporel. La collecte de données acoustiques pour les cétacés présente des avantages significatifs par rapport aux méthodes visuelles. En fait, les méthodes acoustiques peuvent être automatisées, les données peuvent être collectées 24 heures par jour pendant une longue période de temps, la collecte des données ne dépend pas des compétences de l'observateur, est moins sensible aux conditions météorologiques et peut détecter la présence d'animaux de plongée non disponibles pour observations visuelles. Les inconvénients des méthodes PAM sont qu'ils reposent sur des animaux produisant des sons dans une plage de détection utile et sont identifiables au niveau de l'espèce.

En outre, à l'exception de certaines espèces telles que le cachalot et certains Ziphiidae, les méthodes d'estimation de l'abondance ne sont pas encore bien établies.

Photo-identification

La photo-identification est une technique largement utilisée dans la recherche sur les cétacés. Il peut être utilisé pour obtenir des estimations de l'abondance et des paramètres de population, par exemple le taux de survie et de vêlage pour pratiquement toutes les espèces de cétacés et il a été utilisé depuis le début des années 70 pour surveiller les grands dauphins et les orques depuis les années 1970. La technique utilise des photos de bonne qualité des parties du corps des animaux qui constituent des marques reconnaissables et permanentes uniques.

À l'aide de la photo-identification, il est parfois possible de recenser toute la population lorsque tous les individus peuvent être rencontrés à un moment donné dans une zone, tous sont bien marqués et aucun individu ne semble se déplacer dans ou hors de la population. Ceci est cependant inhabituel et n'a été accompli que pour quelques populations de grands dauphins, par ex. Sado Estuary, Portugal et Doubtful Sound, Nouvelle-Zélande, et pour les orques au large de l'île de Vancouver. Plus communément, les modèles de retrait de marque doivent être appliqués aux données d'identification de photo pour estimer l'abondance (plutôt qu'un recensement de la population entière) pour des zones spécifiques que les populations ou une partie de la population occupent pendant une ou plusieurs saisons de l'année. Des informations sur la proportion de la population possédant des marquages reconnaissables sont également nécessaires pour permettre l'estimation de la taille de la population.

RÉSULTATS

Les résultats et l'État, y compris les tendances (bref)

Les résultats et l'État, y compris les tendances (étendu)

Mediterranean monk seal – Actuellement, il n'existe pas d'estimations démographiques pour les phoques moine au niveau Méditerranéen ; L'analyse génétique suggère qu'il peut y avoir deux populations distinctes - génétiquement isolées - dans le bassin, une dans la mer Ionienne et l'autre dans la mer Egée. Déjà inscrites comme étant en danger critique par la Liste rouge de l'UICN, le phoque moine de la Méditerranée a récemment été réévalué en danger, à la suite d'une augmentation observée chez les individus dans des sites de reproduction.

Rorqual commun – Des estimations complètes de la densité et de l'abondance à l'échelle du bassin font défaut pour toutes les espèces de cétacés dans la région méditerranéenne. Néanmoins, ces paramètres ont été précédemment obtenus pour le rorqual commun sur de grandes portions du bassin de la Méditerranée centrale et occidentale, soulignant les modèles saisonniers, annuels et géographiques. Les enquêtes sur les transects linéaires en 1991 ont donné des estimations de rorqual commun supérieures à 3 500 individus répartis sur une grande partie de la Méditerranée occidentale (Forcada et al., 1996), où vivent la plupart des rorquals communs du bassin. Panigada et al. (2011, 2017) ont examiné les estimations de densité et d'abondance dans les parties centrale et occidentale du bassin et fait état d'une série de relevés aériens menés dans le sanctuaire de Pélagos et dans les mers autour de l'Italie, fournissant la preuve de la baisse de la densité et d'abondance depuis les sondages des années 1990. Ces dernières estimations fournissent des valeurs de 330 rorquals communs en juillet 2010 dans le sanctuaire Pélagos. Panigada et ses collègues ont également fait état d'estimations d'abondance et de densité sur une zone plus large, y compris le sanctuaire pélagos, la mer Tyrrhénienne et la partie occidentale de la mer de Sardaigne, avec une estimation d'abondance de 665 rorquals communs à l'été 2010.

Cachalot - il n'existe pas d'informations solides sur les estimations de la population de cachalots pour l'ensemble de la Méditerranée, bien qu'il existe des estimations obtenues grâce à des identifications photo et des études de transects dans des zones spécifiques localisées. Étant donné les valeurs obtenues dans certaines zones méditerranéennes (p. ex. la tranchée hellénique, les îles Baléares, la Mer Tyrrhénienne centrale), il a été suggéré que la population entière pourrait se situer autour de quelques centaines d'animaux seulement, plus probablement en dessous de 2500 individus qui sont matures sexuellement et dans un état reproductif.

La baleine à bec de Cuvier - Il n'existe pas d'estimations d'abondance et de densité de cette espèce pour l'ensemble de la Méditerranée. Les seules estimations sous-régionales solides proviennent des enquêtes transects en ligne dans la mer d'Alborán et des études de photo_ dentification en mer Ligure. Les estimations corrigées les plus récentes mentionnent 429 individus (CV = 0,22) de la mer d'Alborán et près de 100 individus (CV = 0,10) en mer Ligure. L'absence d'autres estimations tout au long de la Méditerranée empêche toute conclusion sur la cohérence numérique de l'ensemble de la population.

Dauphin commun - Les dauphins communs étaient très courants en Méditerranée, et au 20^e siècle l'espèce faisait l'objet d'une baisse importante, réduisant considérablement ses niveaux de population. Les estimations de l'abondance de la population ne sont pas disponibles pour la Méditerranée, à l'exception de certains endroits, comme par exemple le golfe de Corinthe et la mer d'Alboran, rendant difficile l'évaluation de l'ensemble de la population.

Globicéphale - Deux populations ont été décrites en Méditerranée, l'une vivant dans le détroit de Gibraltar et l'autre dans la zone comprise entre la mer Ligure et l'Alboran. La population de Gibraltar a été estimée à moins de 250 individus, et il n'existe aucune estimation pour l'autre colonie, qui semble être en baisse.

Dauphins de Risso - il n'y a pas d'estimations de la population de dauphins de Risso dans toute la Méditerranée, les informations provenant uniquement de zones localisées. L'échantillonnage à distance a été utilisé pour estimer l'abondance en été et en hiver des dauphins de Risso en Méditerranée du nord-ouest (N=2550 (95% CI: 849-7658) en hiver et N=1783 (95% CI: 849-7658) en été). Des études d'identification-photo systématique a permis d'estimer, grâce à des méthodes de marquage-recapture, une colonie moyenne d'environ 100 individus (95 % CI : 60-220) passant l'été en mer Ligure.

Orque - la plus récente estimation de l'abondance de cette espèce est de 39 individus en 2011, soit un des niveaux les plus faibles par rapport à d'autres colonies d'orques ailleurs dans le monde.

Dauphin bleu et blanc - Des estimations de la densité et de l'abondance de cette espèce à l'échelle du bassin sont absentes pour la méditerranée ; néanmoins, des relevés aériens et maritimes ont fourni des données sur l'abondance et la densité des dauphins sur de grandes portions du bassin central et occidental de la méditerranée, en mettant en évidence la saison, l'année et les tendances saisonnières, annuelles et géographiques. La forte densité globale, et par conséquent, l'abondance observée dans la région du nord-ouest de la Méditerranée et estimée à 95 000 individus (CV = 0,11), avec des valeurs nettement en baisse pendant les mois d'hiver, et vers le sud et l'est, reflète les connaissances générales sur l'écologie de ces espèces, décrites comme les plus abondantes dans le bassin. Plusieurs estimations de l'abondance et de la densité de cette espèce ont été fournies pour de nombreuses régions de la Méditerranée, en particulier pour la partie occidentale, mais aucune donnée de référence n'est disponible pour l'ensemble du bassin.

Dauphins à dents dures - Le très petit nombre d'enregistrements authentifiés au cours des 20 dernières années (12 et 11 observations d'échouages/prises accessoires) rend toute estimation des populations impossible et inacceptable du point de vue statistique.

Grand dauphin - il n'y a pas d'estimations de densité et d'abondance pour l'ensemble de la Méditerranée, les seules estimations statistiquement solides étant les estimations obtenues à partir des programmes de recherche régionaux, localisée dans la mer d'Alborán, la région des Iles Baléares, la mer Ligure, le plateau tunisien, l'Adriatique du nord, l'ouest de la Grèce et Israël dans le Bassin Levantin. L'évaluation de l'UICN pour la population méditerranéenne implique que moins de 10 000 grands dauphins communs sont présents dans le bassin.

Marsouin commun - ce cétacé n'est pas régulièrement présent en Méditerranée à l'exception de la mer Egée, où les individus de la sous-espèce de la Mer Noire sont parfois observés et, dans la mer d'Alborán, où des individus de l'Atlantique Nord sont rarement aperçus. Aucune estimation de densité et d'abondance n'est disponible.

CONCLUSIONS

Conclusions (brève)

L'Accord sur la conservation des cétacés de la mer Noire, de la Méditerranée et de la zone Atlantique adjacente (ACCOBAMS) a travaillé pendant plusieurs années sur la définition d'un programme exhaustif pour l'estimation de l'abondance des cétacés et l'évaluation de leur distribution et de leurs préférences d'habitat en mer Noire, en Méditerranée et dans les eaux adjacentes de l'Atlantique (l'initiative d'étude de l'ACCOBAMS"). Cette initiative consiste en une étude synoptique à réaliser dans un court laps de temps sur l'ensemble de la zone de l'accord et elle doit combiner les méthodes d'enquête visuelles (relevés maritimes à partir de navires) et la surveillance acoustique passive (PAM). Certaines des espèces de cétacés présentes en Méditerranée sont des espèces migratrices, avec des aires d'habitat s'étendant sur de vastes zones, il est donc fortement recommandé de surveiller ces espèces au niveau régional ou sous-régional pour l'évaluation de l'abondance de leur population. La priorité devrait être accordée aux aires les moins connues, en utilisant des sources en ligne, comme Obis Sea Map et les données et les rapports publiés pour servir de sources d'information. Il y a également un consensus général au sein de la communauté scientifique qui précise qu'à long terme des programmes de surveillance systématique, en recourant à des techniques telles que

l'identification avec photo, apportent des données cruciales et étayée qui peuvent être utilisées dans l'évaluation de l'abondance au niveau sous-régional et servir aux mesures d'atténuation et de conservation locales. L'établissement de coopérations internationales entre différents groupes de recherche, et la fusion des ensembles de données existants permettent d'effectuer des analyses solides et d'estimer les paramètres de populations à des échelles plus grandes.

Conclusions (étendues)

Messages clés

L'effort devrait être consacré à fournir des estimations de densité et d'abondance au niveau méditerranéen, avec des enquêtes synoptiques, telles que celles actuellement en cours avec ACCOBAMS.

Les priorités de conservation énumérées par les directives européennes et l'approche écosystémique devraient être mises en œuvre.

Lacunes dans les connaissances

Des lacunes existent encore sur les informations de base telles que l'abondance et la densité de nombreuses espèces de cétacés qui se produisent en Méditerranée, en particulier dans les secteurs où la recherche est menée sur des ressources limitées et non systématiquement. Même si pour certaines espèces telles que les dauphins bleus et les estimations de rorqual commun ont été obtenues pour une grande partie du bassin, pour aucune des espèces, il existe des estimations disponibles à l'échelle régionale.

Le manque de ces informations critiques de base est donc préjudiciable à la conservation, ralentissant l'identification des menaces potentielles et réelles, l'évaluation de leur effet sur les populations et éventuellement l'évaluation des tendances et le déclenchement des mesures d'atténuation et de conservation.

Liste de références

- Arcangeli, A., Marini, L., Crosti, R., 2013. Changes in cetacean presence, relative abundance and distribution over 20 years along a trans-regional fixed line transect in the Central Tyrrhenian Sea. *Marine Ecology* 34, 112–121. doi:10.1111/maec.12006
- Bauer, R.K., Fromentin, J.-M., Demarcq, H., Brisset, B., Bonhommeau, S., 2015. Co-Occurrence and Habitat Use of Fin Whales, Striped Dolphins and Atlantic Bluefin Tuna in the Northwestern Mediterranean Sea. *PLoS ONE* 10, e0139218. doi:10.1371/journal.pone.0139218
- Buckland, S.T., 2004. *Advanced distance sampling: estimating abundance of biological populations*. Oxford University Press, Oxford.
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., Borchers, D.L., Thomas, L., 2001. *Introduction to Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*, New edition edition. ed. OUP Oxford, Oxford ; New York.
- Buckland, S.T., Laake, J.L., Borchers, D.L., 2010. Double-Observer Line Transect Methods: Levels of Independence. *Biometrics* 66, 169–177. doi:10.1111/j.1541-0420.2009.01239.x
- Buckland, S.T., York, A.E., 2009. A - Abundance Estimation A2 - Thewissen, William F. Perrin Bernd Würsig J.G.M., in: *Encyclopedia of Marine Mammals (Second Edition)*. Academic Press, London, pp. 1–5.

- Cañadas, A., Hammond, P.S., 2008. Abundance and habitat preferences of the short-beaked common dolphin *Delphinus delphis* in the southwestern Mediterranean: implications for conservation. *Endang Species Res* 4, 309–331. doi:10.3354/esr00073
- Cañadas, A., Hammond, P.S., 2006. Model-based abundance estimates for bottlenose dolphins off southern Spain: implications for management. *Journal of Cetacean Research and Management* 8, 13–27.
- Cañadas, A., Vázquez, J.A., 2017. Common dolphins in the Alboran Sea: Facing a reduction in their suitable habitat due to an increase in Sea surface temperature. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography, Abundance, distribution and habitats of Atlantic and Mediterranean marine megafauna* 141, 306–318. doi:10.1016/j.dsr2.2017.03.006
- Cominelli, S., Moulins, A., Rosso, M., Tepsich, P., 2016. Fin whale seasonal trends in the Pelagos Sanctuary, Mediterranean Sea: Fin Whale Seasonal Trends. *The Journal of Wildlife Management* 80, 490–499. doi:10.1002/jwmg.1027
- Distance sampling bibliography [WWW Document], n.d. URL <http://distancesampling.org/dbib.html> (accessed 3.18.16).
- Forcada, J., Aguilar, A., Hammond, P., Pastor, X., Aguilar, R., 1996. Distribution and abundance of fin whales (*Balaenoptera physalus*) in the western Mediterranean sea during the summer. *Journal of Zoology* 238, 23–34. doi:10.1111/j.1469-7998.1996.tb05377.x
- Forcada, J., Aguilar, A., Hammond, P.S., Pastor, X., Aguilar, R., 1994. DISTRIBUTION and NUMBERS OF STRIPED DOLPHINS IN THE WESTERN MEDITERRANEAN SEA AFTER THE 1990 EPIZOOTIC OUTBREAK. *Marine Mammal Science* 10, 137–150. doi:10.1111/j.1748-7692.1994.tb00256.x
- Forcada, J., Gazo, M., Aguilar, A., Gonzalvo, J., FernándezContreras, M., 2004. Bottlenose dolphin abundance in the NW Mediterranean: addressing heterogeneity in distribution. *Mar Ecol Prog Ser* 275, 275–287. doi:10.3354/meps275275
- Forcada, J., Hammond, P., 1998. Geographical variation in abundance of striped and common dolphins of the western Mediterranean. *Journal of Sea Research* 39, 313–325. doi:10.1016/S1385-1101(97)00063-4
- Forcada, J., Notarbartolo di Sciara, G., Fabbri, F., 1995. Abundance of fin whales and striped dolphins summering in the Corso-Ligurian Basin. *Mammalia* 59, 127–140. doi:10.1515/mamm.1995.59.1.127
- Gnone, G., Bellingeri, M., Dhermain, F., Dupraz, F., Nuti, S., Bedocchi, D., Moulins, A., Rosso, M., Alessi, J., McCrea, R.S., Azzellino, A., Aioldi, S., Portunato, N., Laran, S., David, L., Di Meglio, N., Bonelli, P., Montesi, G., Trucchi, R., Fossa, F., Wurtz, M., 2011. Distribution, abundance, and movements of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Pelagos Sanctuary MPA (north-west Mediterranean Sea). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 21, 372–388. doi:10.1002/aqc.1191
- Gómez de Segura, A., Crespo, E., Pedraza, S., Hammond, P., Raga, J., 2006. Abundance of small cetaceans in waters of the central Spanish Mediterranean. *Marine Biology* 150, 149–160. doi:10.1007/s00227-006-0334-0
- Gómez de Segura, A., Hammond, P., Cañadas, A., Raga, J., 2007. Comparing cetacean abundance estimates derived from spatial models and design-based line transect methods. *Marine Ecology Progress Series* 329, 289–299. doi:10.3354/meps329289

- Gómez de Segura, A., Hammond, P.S., Raga, J.A., 2008. Influence of environmental factors on small cetacean distribution in the Spanish Mediterranean. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 88. doi:10.1017/S0025315408000386
- Gonzalvo, J., Lauriano, G., Hammond, P.S., Viaud-Martinez, K.A., Fossi, M.C., Natoli, A., Marsili, L., 2016. Chapter Nine - The Gulf of Ambracia's Common Bottlenose Dolphins, *Tursiops truncatus*: A Highly Dense and yet Threatened Population, in: Giuseppe Notarbartolo Di Sciara, M.P. and B.E.C. (Ed.), *Advances in Marine Biology, Mediterranean Marine Mammal Ecology and Conservation*. Academic Press, pp. 259–296.
- Harris, D., Matias, L., Thomas, L., Harwood, J., Geissler, W.H., 2013. Applying distance sampling to fin whale calls recorded by single seismic instruments in the northeast Atlantic. *J. Acoust. Soc. Am.* 134, 3522–3535. doi:10.1121/1.4821207
- Jewell, R., Thomas, L., Harris, C.M., Kaschner, K., Wiff, R., Hammond, P.S., Quick, N.J., 2012. Global analysis of cetacean line-transect surveys: detecting trends in cetacean density. *Mar Ecol Prog Ser* 453, 227–240. doi:10.3354/meps09636
- Laake, J.L., Borchers, D.L., Thomas, L., Miller, D., Bishop, J., 2015. mrds: Mark-Recapture Distance Sampling. R package version 2.1.12.
- Lauriano, G., Pierantonio, N., Donovan, G., Panigada, S., 2014. Abundance and distribution of *Tursiops truncatus* in the Western Mediterranean Sea: An assessment towards the Marine Strategy Framework Directive requirements. *Marine Environmental Research, Large marine vertebrates as sentinels of GES in the European MSFD 100*, 86–93. doi:10.1016/j.marenvres.2014.04.001
- Lewis, T., Gillespie, D., Lacey, C., Matthews, J., Danbolt, M., Leaper, R., McLanaghan, R., Moscrop, A., 2007. Sperm whale abundance estimates from acoustic surveys of the Ionian Sea and Straits of Sicily in 2003. *Journal of the Marine Biological Association of the UK* 87, 353. doi:10.1017/S0025315407054896
- Panigada, S., Lauriano, G., Burt, L., Pierantonio, N., Donovan, G., 2011. Monitoring winter and summer abundance of cetaceans in the Pelagos Sanctuary (northwestern Mediterranean Sea) through aerial surveys. *PLoS ONE* 6, e22878. doi:10.1371/journal.pone.0022878
- Panigada, S., Lauriano, G., Donovan, G., Pierantonio, N., Cañadas, A., Vázquez, J.A., Burt, L., 2017. Estimating cetacean density and abundance in the Central and Western Mediterranean Sea through aerial surveys: Implications for management. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography, Abundance, distribution and habitats of Atlantic and Mediterranean marine megafauna 141*, 41–58. doi:10.1016/j.dsr2.2017.04.018
- Santostasi, N.L., Bonizzoni, S., Bearzi, G., Eddy, L., Gimenez, O., 2016. A Robust Design Capture-Recapture Analysis of Abundance, Survival and Temporary Emigration of Three Odontocete Species in the Gulf of Corinth, Greece. *PLOS ONE* 11, e0166650. doi:10.1371/journal.pone.0166650
- Thomas, L., Buckland, S.T., Rexstad, E.A., Laake, J.L., Strindberg, S., Hedley, S.L., Bishop, J.R.B., Marques, T.A., Burnham, K.P., 2010. Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology* 47, 5–14. doi:10.1111/j.1365-2664.2009.01737.x

Objectif Ecologique 1 (OE1): Biodiversité

Note: Les cartes et les illustrations sont provisoires

OE1: Indicateur commun 4: Abondance de la population des espèces (Reptiles marins)

GENERAL

Rapporteur: CAR/ASP

Échelle géographique de l'évaluation: Régional: Méditerranée

Pays contributeurs

Thème central 2- Biodiversité et Ecosystèmes

Objectif Ecologique OE1: La diversité biologique est maintenue ou améliorée. La qualité et l'occurrence des habitats côtiers et marins et la répartition et l'abondance des espèces côtières et marines sont conformes aux conditions physiographiques, hydrographiques, géographiques et climatiques en vigueur.

Indicateur Commun de l'IMAP Indicateur commun 4 (IC4): Abondance de la population des espèces (Reptiles marins)

Code de la Fiche d'évaluation de l'indicateur OE1 IC4

Justification/ Méthodes

Contexte (bref)

Cette évaluation présente un bref aperçu de l'abondance connue de la tortue caouanne et la tortue verte dans la reproduction, l'alimentation et les lieux d'hivernage, en fonction des données publiées, afin de déterminer les lacunes dans les connaissances nécessaires pour réaliser l'objectif de cet indicateur. L'objectif de cet indicateur est de déterminer l'état de la population des espèces sélectionnées par un suivi à moyen terme afin d'obtenir des tendances démographiques pour ces espèces. Cet objectif nécessite un recensement dans les zones de reproduction, de migration, d'hivernage, de croissance et d'alimentation.

Contexte (étendu)

Contexte et justification

Les mesures de la diversité biologique sont souvent utilisées comme indicateurs de fonctionnement des écosystèmes, puisque plusieurs éléments constitutifs de la diversité biologique définissent le fonctionnement de l'écosystème, y compris la richesse et la diversité, la distribution et l'abondance. L'abondance est un paramètre démographique de la population, et est critique pour déterminer la croissance ou le déclin d'une population. L'objectif de cet indicateur consiste à déterminer la situation des populations d'espèces sélectionnées par la surveillance à moyen-long terme pour obtenir les

tendances des populations de ces espèces. Cet objectif nécessite un recensement à effectuer dans les aires de reproduction, d'hivernage, de migration, de croissance et d'alimentation.

La planification de la conservation efficace nécessite des données fiables sur la dynamique des populations de la faune ou de la démographie (p. ex. taille et croissance de la population, les taux de mortalité et de recrutement, le succès de reproduction et la longévité) pour guider efficacement la gestion (Dulvy et al. 2003; Crick 2004). Cependant, il n'est pas possible d'obtenir telles données pour de nombreuses espèces, en particulier dans le milieu marin, ce qui limite notre capacité à inférer et à atténuer les risques réels grâce à une gestion ciblée. Pour les tortues de mer, le nombre de nids et/ou le comptage des femelles sont souvent utilisés pour déduire les tendances des populations et les risques d'extinction, parce que le comptage des individus en mer ou en nidification sur des plages isolées (souvent) est délicat. Les estimations de l'abondance des tortues de mer sont obtenues à partir de patrouilles à pied sur les plages de ponte en comptant le nombre de femelles (généralement pendant la période de pointe de 2 à 3 semaines de nidification) et/ou de leurs nids (Limpus, 2005; Katselidis et al. 2013; Whiting et al. 2013, 2014; Pfaller et al. 2013; Hays et al. 2014). Cependant, les femelles peuvent ne pas être détectées par des patrouilles à pied parce qu'elles ne vont pas toutes entamer et terminer leur nidification en même temps et peuvent ne pas nicher sur la même plage ou sur une section de plage pendant ou à travers les saisons ; Ainsi les efforts de surveillance pourraient ne pas détecter les tortues ou les rater complètement sur les plages non surveillées. Par conséquent, il est supposé que les femelles pondent deux (Broderick et al. 2001), trois (Zbinden et al. 2007 ; Schofield et al. 2013) ou peut-être jusqu'à 5 couvées ou plus (Zbinden et al. 2007), en fonction de la plage en cours d'évaluation en Méditerranée. La variabilité environnementale élevée conduit à des surestimations de la taille de la population des femelles dans les années plus chaudes et des sous-estimations dans les années plus fraîches (Hays et al. 2002). C'est parce que les tortues de mer sont ectothermes, puisque les conditions environnementales, telles que la température de la mer, et la disponibilité des ressources alimentaires, influencent la saisonnalité et le moment de la reproduction (Hays et al. 2002; Broderick et al. 2001, 2003; Fuentes et al. 2011; Schofield et al. 2009; Hamann et al. 2010; Limpus 2005). Ainsi, des préoccupations ont été soulevées quant à la fiabilité de l'utilisation du comptage de nids de femelles seules pour en déduire les tendances des populations de tortues marines (Pfaller et al. 2013 ; Whiting et al. 2013, 2014).

En outre, le comptage des nids ne peut pas nous informer sur le nombre de mâles adultes, le nombre des juvéniles recrutés dans la population adulte, la longévité de la nidification par individus ou taux de mortalité. Les informations manquent sur ces composantes des populations de tortues marines parce que les mâles et les juvéniles restent dans l'eau. Parce que les tortues ne remontent pas régulièrement à la surface, et la détection étant difficile dans des conditions de faible visibilité d'une grande profondeur de mer, un certain nombre d'individus ne sont toujours pas couverts par les enquêtes sur la population, nécessitant l'utilisation de certains outils statistiques (comme l'échantillonnage à distance, Buckland et al. 1993) pour compenser les insuffisances. En outre, pour la plupart des populations, les zones utilisées par les mâles et les juvéniles demeurent inconnues (voir l'indicateur 1). Pourtant, il est important de quantifier le nombre de juvéniles et de mâles pour garantir un recrutement réussi dans une population, ainsi que l'activité de reproduction réussie pour assurer la viabilité et la bonne santé de la population (c.-à-d. la diversité génétique, dans le cadre de l'indicateur 3) (Limpus, 1993 ; Schofield et al. 2010; Demography Working Group 2015). C'est parce que les tortues marines présentent une détermination du sexe en fonction de la température, que le réchauffement climatique entraîne une production féminine fortement tendancielle (et al., 2009 ; le Katselidis et al. 2012; Saba et al., 2012). Par conséquent, nous devons quantifier tous ces paramètres pour comprendre les tendances de l'abondance et de la survie des tortues de mer. En outre, les facteurs qui influent sur la dynamique des populations de tortues marines dans les décennies à venir ne seront pas détectés du décompte des nids pour encore 30 à 50 ans (Scott et al. 2011), car il s'agit de génération de ce groupe et le comptage des nids ne peut prédire combien de mineurs sont le recrutement dans l'imbrication des populations jusqu'à ce qu'ils commencent eux-mêmes. Ce délai sera probablement beaucoup trop tard pour sauver de nombreuses populations.

Il reste des lacunes dans l'évaluation de l'abondance de la population parce qu'il n'est pas possible d'enquêter auprès de tous les individus d'une population de tortues soit dans l'eau soit par des études sur la plage. Il est donc nécessaire d'établir des normes minimales d'informations dans des sites géographiques clés afin d'obtenir des mesures fiables de l'abondance des populations de deux espèces sélectionnées, en tenant compte de toutes les composantes de la population. Pour ce faire, une connaissance suffisante de l'aire de distribution de chaque espèce est nécessaire (indicateur 1). L'effort de surveillance doit se faire à long terme et doit couvrir toutes les saisons pour s'assurer que l'information obtenue soit aussi complète que possible.

Les pressions et les facteurs clés

Les zones de nidification et d'alimentation des tortues marines sont vulnérables aux pressions anthropiques en Méditerranée, y compris une augmentation de l'exploitation des ressources (notamment la pêche), l'exploitation et la dégradation des habitats (y compris l'aménagement du littoral), la pollution et le changement climatique (PNUE/PAM/PLAN BLEU, 2009 ; Mazaris et al. 2009, 2014; Witt et al. 2011; Katselidis et al. 2012, 2013, 2014). Ces questions pourraient réduire la résistance de ce groupe d'espèces, avec un impact négatif sur la capacité des populations à se remettre (p. ex. Mazaris et al. 2009, 2014; Witt et al. 2011; Katselidis et al. 2012, 2013, 2014). Le risque d'extinction est particulièrement élevé en Méditerranée, car les populations de la caouanne et de la tortue verte dans ce bassin sont distinctes sur le plan démographique d'autres populations mondiales (Laurent et al., 1998 ; Encalada et al., 1998), et risquent de ne pas se reconstituer.

Les principales menaces à la survie de la caouanne et de la tortue verte en Méditerranée ont été identifiées comme étant les prises accidentelles dans les engins de pêche, les collisions avec les bateaux, et la mise à mort intentionnelle (Margaritoulis et 2010). Casale (2011) estime qu'il y a plus de 132 000 captures accessoires par an en Méditerranée, dont plus de 44 000 sont censées être fatales, même si très peu d'informations existent au sujet de la mortalité post-libération (Álvarez de Quevedo et al. 2013). Wallace et al. (2010, 2011), ont regroupé toutes les espèces de tortues marines dans le monde en unités de gestion régionales (RMU), qui sont des segments de population géographiquement distincts, afin de déterminer l'état de la population et le niveau de la menace. Ces unités de la population régionale sont utilisées pour assimiler des informations biogéographiques (c.-à-d. la génétique, la distribution, la circulation, la démographie) de sites de nidification des tortues de mer, fournissant une base spatiale pour l'évaluation des problèmes de gestion. Un total de 58 RMU ont été initialement définies pour les sept espèces de tortues marines. La Méditerranée contient 2 UAB pour les tortues caouannes et 1 UA pour les tortues vertes. Ces analyses ont montré que la Méditerranée a la moyenne la plus élevée de menaces par rapport à tous les bassins océaniques, en particulier pour les prises accessoires de tortues marines (Wallace et al. 2011). Cependant, comparativement à l'ensemble des RMU à l'échelle mondiale, la Méditerranée a la cote de risque moyenne la plus basse (Wallace et al. 2011).

Parmi d'autres menaces principales qui pèsent sur les tortues marines en Méditerranée on peut citer la destruction des habitats de nidification par le tourisme et l'agriculture, l'érosion des plages et la pollution, l'exploitation directe, la prédation des nids et le changement climatique (Margaritoulis & 2010 ; Mazaris et al. 2014; Katselidis et al. 2012, 2013, 2014). Coll et al. (2011) ont également identifié des domaines d'interaction importants entre la biodiversité et les menaces qui pèsent sur la faune marine en Méditerranée. Dans cette analyse, les auteurs ont défini des zones à risque élevé pour les deux espèces, avec des domaines s'étendant le long de la plupart des côtes, à l'exception de la côte sud de l'Est (de la Tunisie à la Turquie).

Contexte politique et objectifs

Tout comme l'approche écosystémique, l'UE a adopté la Directive Cadre de la Stratégie pour le Milieu Marin de l'Union européenne (DCSMM) le 17 juin 2008, qui comprend les définitions du bon état écologique (BEE), les descripteurs, les critères, les indicateurs et les cibles. Dans la région méditerranéenne, la DCSMM s'applique aux états membres de l'UE. L'objectif de la DCSMM consiste à protéger plus efficacement l'environnement marin dans toute l'Europe. Afin d'atteindre le BEE d'ici

2020, chaque État Membre de l'Union est appelé à élaborer une stratégie pour ses eaux maritimes (Stratégie Marine). En outre, parce que la directive suit une approche de gestion adaptative, les stratégies marines doivent être maintenues à jour et révisées tous les 6 ans.

Le DCSMM comprend le Descripteur 1 Biodiversité : "La qualité et l'apparition des habitats et la répartition et l'abondance des espèces sont conformes aux conditions physiographiques, géographiques et climatiques." L'évaluation est nécessaire à plusieurs niveaux écologiques : des écosystèmes, des habitats et des espèces. Parmi les espèces choisies on peut citer les tortues et dans ce cadre, chaque État membre qui se trouve dans une aire de répartition de la tortue marine, a présenté des critères, des indicateurs, des objectifs du BEE et un programme pour les surveiller .

Le DCSMM sera en complément, et fournira le cadre d'ensemble global pour un certain nombre d'autres Directives-clés et de la législation au niveau européen. Il appelle également à la coopération régionale, qui signifie "la coopération et la coordination des activités entre les États membres et, autant que possible, les pays tiers partageant la même région ou la sous-région, dans le cadre de l'élaboration et la mise en œuvre de stratégies marines" [...] "facilitant ainsi la réalisation du bon état écologique dans la région ou la sous-région concernée". La décision 2010/477/UE énonce les critères du DCSMM et les normes méthodologiques et sous le descripteur 1 comprend des critères "1.1. distribution des espèces" et des indicateurs "aire de répartition 1.1.1)", "modèle de répartition à l'intérieur de celle-ci, s'il y a lieu (1.1.2)" et "zone couverte par les espèces (pour les espèces benthiques sessiles/) (1.1.3)". À l'échelle du pays, la Grèce, l'Italie, l'Espagne ont sélectionné des cibles pour les tortues marines ; Chypre et la Slovénie mentionnent les tortues dans leur évaluation initiale, mais ne fixent pas d'objectifs (Milieu Ltd Consortium. 2014). L'Italie a une cible DCSMM pour définir la distribution spatiale des caouannes et leurs zones de rassemblement en évaluant les différences de répartition temporelle et saisonnière pour chaque zone de rassemblement. L'Espagne a une cible DCSMM pour promouvoir la coopération internationale en matière d'études et de surveillance des populations de groupes avec une large distribution géographique, contribuant à un deuxième objectif de maintien de tendances stables ou positive pour les populations d'espèces clés, comme les tortues marines, et de maintien des espèces exploitées commercialement dans des limites biologiques de sécurité. Les données du recensement sur les plages de ponte sont incluses au titre de cible DCSMM en Grèce. Voir PNUE/PAM 2016 pour de plus amples détails.

Méthodes d'évaluation

Cette évaluation présente un aperçu sommaire et général de la répartition de deux espèces de tortues marines afin d'identifier les lacunes existantes en matière de connaissances pour l'élaboration des programmes nationaux de surveillance de la biodiversité. Les informations publiées par des enquêtes et des projets de recherche régionaux et nationaux ont été utilisées pour compiler l'évaluation, mais cette vue d'ensemble ne présente pas une évaluation complète des connaissances existantes.

RÉSULTATS

Les résultats et l'État, y compris les tendances (bref)

Cet aperçu général indique que plus de 100 sites autour de la Méditerranée ont dispersé à l'ancre stable (c'est-à-dire chaque année) de tortues caouannes. La Grèce et la Turquie représentent à elles seules plus de 75% de l'effort de nidification en Méditerranée. L'information sur la structure des tailles et l'abondance des individus dans les zones marines océaniques et neritiques s'est révélée difficile. La plupart des nids de tortues vertes sont déposés en Turquie, Chypre et en Syrie, le reste étant trouvé au Liban, en Israël et en Égypte. L'information sur le nombre de tortues vertes dans divers habitats de croissance, d'alimentation et d'hivernage est limitée.

Les résultats et l'État, y compris les tendances (étendu)

Les caouannes

Les femelles adultes dans les zones de reproduction

Plus de 100 sites autour de la Méditerranée ont des nidifications allant de dispersées à stable (c.-à-d. chaque année) (Halpin et al., 2009 ; Kot et al. 2013 ; SWOT, 2006a, 2006b, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012), dont seulement 13 sites accueillent plus de 100 nids chacun (Margaritoulis et 2010). La Grèce et la Turquie représentent à elles seules plus de 75 % des nidifications en Méditerranée ; pour plus de détails sur le nombre de nids sur les différents sites en Méditerranée voir Casale & Margaritoulis (2010) et la Figure 1. Une moyenne de 7200 nids sont établis chaque année dans l'ensemble des sites (Margaritoulis et 2010), et on estime qu'ils sont installés par 2 280-2 787 femelles avec une hypothèse de 2 ou 3 couvées par femelle (Broderick et al. 2002).

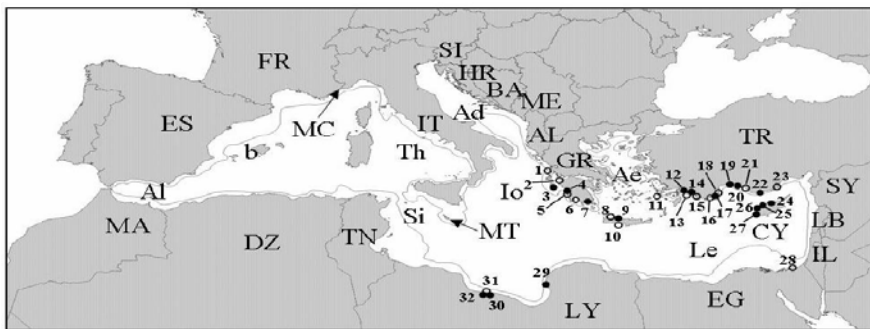


Figure 1. Carte des principaux sites de nidification de la tortue caouanne en Méditerranée (extrait de Casale & Margaritoulis) ; Principaux sites de nidification (>50 nids/année) de tortues caouannes en Méditerranée. 1 Lefkas; 2 Kotychi; 3 Zakynthos; 4 Kyparissia; 5 les plages adjacentes à la ville de Kyparissia; 6 Koroni; 7 Baie de Lakonikos ; 8 Baie de Chania; 9 Rethymno; 10 Baie de Messara; 11 Kos; 12 Dalyan; 13 Dalaman; 14 Fethiye; 15 Patara; 16 Kale; 17 Finike-Kumluca; 18 Cirali; 19 Belek; 20 Kizilot 21 Demirtas; 22 Anamur; 23 Gosku Delta; 24 Alagadi; 25 Morphou Bay; 26 Chrysochou; 27 Lara/Toxeftra; 28 Areash; 29 Al-Mteafila; 30 Al-Ghbeba; 31 Al-thalateen; 32 Al-Arbaeen. Cercles fermés >100 nids/an ; cercles ouverts 50 nids/an. Codes pays: AL Albanie; DZ Algérie; BA Bosnie-Bosnie-Herzégovine; HR Croatie; CY Chypre; EG Égypte; FR France; GR Grèce; IL Israël; IT Italie; LB Liban; LY Libye; MT Malte; MC Monaco; ME Monténégro; MA Maroc; SI Slovénie; ES Espagne; SY Syrie; TN Tunisie; TR Turquie; Ad Adriatique; Ae Egée; Al Mer d'Alboran; Ionienne; Le bassin Levantin; Si Détroit de Sicile; Th Thyrrénienne; b Baléare.

Une analyse récente de l'UICN (Casale 2015) suggère que, lorsque tous les sites de nidification des tortues caouannes en Méditerranée sont pris en compte ensemble, la taille de la population en Méditerranée devient relativement large, et est considérée moins préoccupante même si elle dépend de mesures de conservation, en vertu des critères de la Liste rouge de l'UICN. Toutefois, reportez-vous aux limites de l'analyse de la population de la section d'introduction.

Bien que les programmes de marquage existent dans certains des principaux sites des plages de nidification en Méditerranée, la perte des étiquettes extérieures de marquage sur les nageoires s'est avérée problématique dans le maintien à long terme des données sur les individus (mais voir Stokes et al. 2014). Cependant, ces estimations des chiffres sur les femelles doivent être prises en compte avec prudence, car la Méditerranée représente une des régions du monde les plus tempérées. Par conséquent, la fréquence des pontes varie de saison en saison en fonction des conditions météorologiques. Par exemple, dans les années ayant une prévalence de vents du nord, la température de la mer reste plus fraîche, ce qui entraîne des périodes d'inter-nidification plus longues (Hays et al. 2002), et moins de couvées par individu, avec une tendance opposée dans les années avec vents du sud. Même dans les sites de nidification tropicaux, avec des températures relativement stables pendant la reproduction, la fréquence de ponte peut varier de 3 à 12 couvées (Tucker 2010). En outre, l'état

trophique des aires d'alimentation influence la fréquence des retours ; ainsi, plus de tortues marines peuvent revenir pour se reproduire après quelques années, provoquant de nouveau une fluctuation des nidifications (Broderick et al. 2001, 2002). Par conséquent, pour les programmes qui élucident le nombre des femelles sur la base du comptage des nids, la fréquence moyenne des couvées et la périodicité de reproduction devraient être évaluées à intervalles réguliers au moyen d'un suivi par satellite à haute résolution des individus au fil des années avec des conditions climatiques différentes. Il faut remarquer que les connaissances à propos du nombre de femelles qui nichent sur les plages des pays de l'Afrique du Nord demeurent limitées et nécessitent une solution.

Les mâles adultes dans les zones de reproduction

À ce jour, aucune étude dans le monde n'a abouti à une estimation du nombre de mâles dans une population en reproduction. C'est parce que les mâles restent dans la zone marine, rendant difficile le comptage. En Méditerranée, seuls Schofield et al. (2010) ont tenté d'estimer le nombre de mâles au sein d'une colonie de tortues caouannes (Zante) à l'aide d'identification par photos. Les captures-recaptures intensives sur une période de trois mois indiquent une proportion mâles/femelles de 1:3,5 (sur la base d'un échantillon de 154 individus). En outre, Hays et al. (2014) ont montré que la plupart des mâles dans cette population se reproduisent chaque année (bien que certains de ceux qui se nourrissent au large de la Tunisie/Libye et dans l'ouest de la Grèce retournent deux fois par an ; Hays et al. 2014 ; Casale et al. 2013), en utilisant une combinaison de suivi par satellite à long terme (sur 1 an) et des enregistrements pluriannuels d'identification par photo, avec des taux de retour similaires enregistrés chez d'autres populations dans le monde entier (Limpus, 1993). À partir de cette information, seuls 100 mâles peuvent se reproduire annuellement, avec le même mâle se reproduisant chaque année, contrairement à environ 600-800 femelles pour cette population (sur la base du comptage des nids ; Casale et Margaritoulis 2010). Par conséquent, il est impératif de vérifier le taux de recrutement et de mortalité des mâles au sein de la population. Si nous supposons qu'il existe 2 280-2 787 femelles adultes caouannes en Méditerranée (Broderick et al. 2002), alors il pourrait y avoir seulement 580 à 696 caouannes mâles adultes au total, avec certaines populations accueillant potentiellement de très petits nombres de mâles, en particulier si l'on considère que Zakynthos constitue l'une des plus grandes populations de reproduction en Méditerranée (Casale & Margaritoulis 2010; Katselidis et al ; 2013 Almpnidou et al. 2016). Ainsi, les comptages des mâles dans toutes les populations de reproduction sont nécessaires afin de déterminer l'importance de la protection de cette composante des populations de tortues marines.

Habitats de croissance, d'alimentation et d'hivernage

Parce que les caouannes cherchent probablement leur alimentation dans toutes les zones marines néritiques et océanique de l'ouest et de l'Est de la Méditerranée, (Hays et al 2014 ; Casale & Mariani 2014), ajouté au fait que les adultes et les juvéniles pourraient fréquenter plusieurs habitats, le comptage des individus dans des aires spécifiques s'avère difficile.

Les tortues juvéniles et immatures représentent la plus grande partie de la population ; ainsi, les informations sur la structure de la taille et l'abondance dans les aires d'alimentation est essentielle pour comprendre les changements dans le comptage des nids, sur la base de la mortalité et du recrutement dans les populations adultes reproductrices (groupe de travail pour la démographie, 2015). Cependant, parce que les juvéniles de chaque population nichante peuvent être dispersés sur plusieurs habitats, et semblent utiliser différents sites au fil des saisons, un tel comptage devient difficile et nécessite l'utilisation complémentaire de l'échantillonnage génétique (Margaritoulis et 2010).

Les données aériennes et les prises accessoires de la pêche fournissent quelques informations au sujet de l'abondance de la tortue dans le bassin occidental de la mer d'Alboran et des îles Baléares, le détroit de Sicile, la mer Ionienne, l'Adriatique du nord, au large de la Tunisie, de la Libye, l'Égypte et dans certaines parties de la mer Égée (Gómez de Segura et al. 2003, 2006; Cardona et al. 2005; Lauriano et al. 2011 ; Casale & Margaritoulis 2010 ; Mazaris et al. 2015), avec des informations non publiées existant pour la mer des Baléares, le golfe du Lion, la mer Tyrrhénienne, la mer Ionienne et la mer

Adriatique (Groupe de travail sur la démographie 2015). Il existe également des données sur les prises accessoires qui fournissent des preuves du nombre de tortues (p. ex. Casale & Margaritoulis 2010 ; Casale 2011, 2012). Une autre source d'information se base sur les captures dans des sites focaux comme Amvrakikos, en Grèce (Rees et al. 2013) et la baie de Drini, en Albanie (White et al. 2013). À la baie de Drini, en Albanie, 476 tortues de la catégorie de taille de 20 cm à 80 cm ont été capturées principalement de mai à octobre (Margaritoulis et 2010). En outre, des études à long terme (2002-présent) ont montré la présence de grandes tortues caouannes, de juvéniles à adultes (46-92 cm) dans la baie d'Amvrakikos, en Grèce (Rees et al. 2013).

Ainsi, les données des sites existants doivent être assimilées et évaluées pour la représentativité dans la fourniture d'informations sur l'abondance des tortues juvéniles et adultes, afin de déterminer comment mettre l'accent sur les sites d'alimentation et de croissance à travers la Méditerranée. En parallèle, il est nécessaire de mettre en place des techniques permettant d'obtenir un comptage régulier pour un large éventail d'habitats.

Tortues vertes

Mâles et femelles adultes dans les habitats de reproduction

La plupart des nids de tortues vertes (99 %) se trouvent en Turquie, à Chypre et en Syrie, les autres étant disponibles au Liban, en Israël et en Égypte (Figure 2 ; Kasperek et al. 2001; Casale & Margaritoulis 2010). Sur les 30 sites répertoriés, seulement six accueillent plus de 100 nids par saison (Stokes et al. 2014), avec un maximum d'un peu plus de 200 nids sur deux sites (tous les 2 en Turquie). Pour plus de détails sur le nombre de nids sur les différents sites en Méditerranée voir Stokes et al (2015) et la Figure 2. Une moyenne de 1500 nids sont répertoriés chaque année (intervalle de 350 à 1 750 nids), pour lesquels chaque année une population de nidification d'environ 339-360 femelles a été estimée (Broderick et al. 2002). Contrairement aux caouannes, les tortues vertes dans le monde font preuve de fortes fluctuations interannuelles dans le nombre de nids, ce qui a été associé à des variations annuelles de la disponibilité des ressources alimentaires (Broderick et al. 2001). Par conséquent, nos connaissances sur la dynamique des populations de tortues marines en Méditerranée restent insuffisantes.

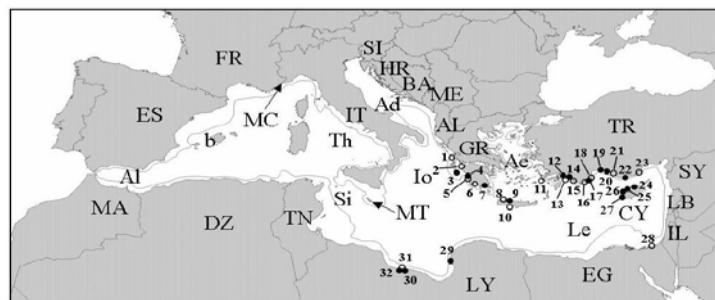


Figure 2 : Carte des principaux sites de nidification de la tortue verte en Méditerranée (extrait de Casale & Margaritoulis) ; Principaux sites de nidification (>40 nids/année) de tortues vertes en Méditerranée. 1 Alata; 2 Kazanli; 3 Akyatan; 4 Sugozi; 5 Samandag; 6 Latakia; 7 North Karpaz; 8 Alagadi; 9 Morphou Bay; 10 Lara/Toxeftra. Cercles fermés >100 nids/an ; cercles ouverts 40-100 nids/an. Symboles pays, voir carte précédente.

Habitats de croissance, d'alimentation et d'hivernage

Les Informations sur le nombre de tortues vertes dans divers habitats de croissance, d'alimentation et d'hivernage sont limitées. Bien que le plus grand nombre de tortues vertes ait été répertorié dans le Bassin Levantin (Groupe de travail de la démographie 2015), il y a des comptes-rendus faisant état d'individus utilisant des habitats en mer Adriatique (Lazar et al. 2004) et dans les eaux italiennes (Bentivegna et al. 2011), avec quelques individus répertoriés dans le bassin occidental ; toutefois, les chiffres réels, ne sont pas disponibles. Il est essentiel de répertorier le nombre d'adultes et de juvéniles

qui fréquentent les habitats de croissance, d'hivernage et d'alimentation, afin d'isoler les sites clés pour la gestion de la protection.

CONCLUSIONS

Conclusions (brève)

Cet aperçu général indique que dans l'ensemble, les programmes sur les sites de nidification doivent mettre l'accent sur la reconnaissance à long terme des individus féminins uniques et intégrer le nombre de mâles. La réalisation de l'indicateur 1, aidera à délimiter les sites de développement, d'alimentation et d'hivernage afin de faire des dénombrements de tortues adultes et juvéniles et des fluctuations de nombre dans le temps. Les informations obtenues grâce à l'indicateur 2 seront intrinsèquement liées à l'indicateur 3 (voir cette section)

Conclusions (étendues)

Il existe des lacunes importantes dans l'estimation de l'abondance des populations de tortues de mer. Premièrement, l'utilisation du comptage de nids comme une approximation pour établir le nombre de femelles doit être traité avec prudence, les variations dans les facteurs climatiques sur les sites de nidification, et les facteurs trophiques sur les sites d'alimentation doivent être pris en compte. Le comptage de mâles sur les sites de reproduction doit être intégré dans les programmes sur les sites de nidification. Si seul un total de 100 mâles fréquente Zakynthos, qui a autour de 1000 nids/saison, alors la plupart des sites dans tout le bassin méditerranéen (dont la plupart ont <100 nids) sont susceptibles d'accueillir un nombre très faible de mâles, rendant la protection de ces individus essentielle. Enfin, avec la délimitation des habitats de croissance, d'alimentation et d'hivernage (indicateur 1), il sera nécessaire d'obtenir le compte du nombre des individus, surtout les juvéniles, qui fréquentent ces habitats en saisons et au fil des ans. Bien que les informations sur le nombre de juvéniles dans des habitats donnés ne reflètent pas à elles seules les populations nicheuses, le nombre relatif d'animaux immatures à adultes peut fournir des renseignements de référence sur les principaux habitats de croissance des juvénile et les nombres réels par rapport à ceux obtenus pour les adultes.

Dans l'ensemble, les programmes sur les sites de nidification ont besoin d'assurer à long terme la reconnaissance des individus femelles et d'intégrer le comptage des mâles. La réalisation de l'indicateur 1 peut aussi contribuer à la délimitation des habitats de croissance, d'alimentation et d'hivernage pour permettre le comptage des tortues juvéniles et adultes et les fluctuations de leur nombre au fil du temps. Des renseignements obtenus au moyen de l'indicateur 2 seront intrinsèquement liée à l'indicateur 3 (voir cette section).

Lacunes dans les connaissances

Liste de références

Objectif Ecologique 1 (OE1): Biodiversité

Note: Les cartes et les illustrations sont provisoires

OE1: Indicateur commun 4: Abondance de la population des espèces (Oiseaux marins)

GENERAL

Rapporteur: CAR/ASP

Échelle géographique de l'évaluation: Régional: Méditerranée

Pays contributeurs

Thème central 2- Biodiversité et Ecosystèmes

Objectif Ecologique OE1: La diversité biologique est maintenue ou améliorée. La qualité et l'occurrence des habitats côtiers et marins et la répartition et l'abondance des espèces côtières et marines sont conformes aux conditions physiographiques, hydrographiques, géographiques et climatiques en vigueur.

Indicateur Commun de l'IMAP Indicateur commun (IC4): Abondance de la population des espèces (oiseaux marins)

Code de la Fiche d'évaluation de l'indicateur OE1 IC4

Justification/ Méthodes

Contexte (bref)

Contexte et justification de l'intégrité des habitats et des fonds marins, les pressions et les catalyseurs clés

La taille de la population est l'indicateur le plus simple pour évaluer l'état et les tendances des oiseaux marins. Cependant, cette information est soumise à de forts biais, en particulier pour les espèces qui fréquentent des colonies la nuit et / ou se reproduisent dans des grottes et crevasses souterraines. Ainsi, pour les goélands et les sternes, il y a souvent de bonnes séries de compte dans certaines régions, du moins pour certaines zones locales pertinentes (en particulier pour les sites protégés). D'autre part, les données de recensement des espèces « discrètes » telles que les puffins sont souvent peu fiables, même si les efforts de prospection ont été raisonnables. Dans ce dernier cas, il est particulièrement important de prendre ce type de données avec une extrême prudence et d'éviter d'extraire des tendances, sauf s'il existe un programme de surveillance attentive. Les informations démographiques peuvent être beaucoup plus fiables dans ce type de situations (par exemple, Genovart et al., 2016).

Contexte (étendu)

Méthodes d'évaluation

L'estimation des populations d'oiseaux marins reproductives peut sembler simple, mais elle est souvent une tâche extrêmement complexe, en particulier avec les espèces nocturnes et de creusage telles que les puffins (par exemple, Sutherland et al., 1994).

Pour les goélands et les sternes, ils ont tendance à se reproduire dans des colonies agrégées et leur dénombrement direct peut être relativement simple. Idéalement, un nombre de nids est recommandé, en visitant la colonie et en prospectant systématiquement toute la zone occupée par les oiseaux marins. La méthode des transects est l'approche la plus utilisée, en divisant la colonie en bandes d'une largeur donnée (qui peut dépendre de la visibilité des nids et de la difficulté du terrain) et de compter chaque nid dans chaque bande. Une légère modification consiste à marcher le long des lignes de transect et à enregistrer tous les nids détectés, indiquant la distance de chaque nid à la ligne ; alors une fonction mathématique de détection permet de corriger la détérioration décroissante des nids à distance et d'obtenir une estimation complète (échantillonnage à distance) (Barbraud et al., 2014).

Pour les cormorans, le nombre direct de nids nécessite souvent un dénombrement par bateaux des zones rocheuses et accidentées où les oiseaux se reproduisent.

Pour les puffins, le dénombrement direct des nids est extrêmement compliqué, bien qu'il soit possible d'essayer dans des zones accessibles ; La lecture d'appel peut être utile dans ces cas (Perrins et al., 2012). Cependant, il est souvent nécessaire de s'appuyer sur des méthodes indirectes, car plusieurs zones restent inaccessibles (par exemple, Arcos et al., 2012b, Borg et al., 2016). Ces méthodes indirectes sont soumises à des biais potentiellement forts, et les résultats doivent être pris avec précaution. Parmi eux : les comptes de radeaux et l'abondance des taux de vocalisation. Les méthodes de capture-recapture peuvent également être utilisées, bien que l'hypothèse nécessaire que les populations soient « fermées » soit souvent violée.

RESULTATS

Les résultats et l'État, y compris les tendances (bref)

Les résultats et l'État, y compris les tendances (étendu)

Les informations sur les tailles de population des oiseaux marins en Méditerranée sont inégales et souvent anciennes, certains chiffres étant des travaux répétés après le travail alors qu'aucun progrès réel n'a été réalisé. Les différents groupes et espèces méritent des considérations différentes.

Puffin de baléare et Puffin Yelkouan. Pour les puffins, les informations sur la taille de la population sont particulièrement difficiles à obtenir à partir des colonies, et la plupart des chiffres reposent sur des estimations indirectes sujettes à de fortes contraintes, et parfois elles proviennent de suppositions. Les commentaires sur les tendances de ces espèces sont donc considérés sous l'indicateur commun 5 (démographie).

Cependant, la montée en puissance des technologies de suivi au cours de la dernière décennie et l'attention croissante accordée aux zones marines protégées pour les oiseaux marins ont entraîné une augmentation du travail de surveillance dans les colonies et la découverte de nouveaux sites de reproduction. Dans le même temps, les efforts de surveillance en mer (à la fois des comptes directs de la côte ou des bateaux et des études de suivi) ont permis une connaissance sans précédent des profils de distribution de ces oiseaux, ce qui est essentiel pour faire face aux menaces qui se produisent en mer.

Le puffin des Baléares est réservé aux îles Baléares dans la Méditerranée occidentale en tant qu'une espèce reproductrice (Figure 1). Il n'y a pas eu de recensement approprié de la population

reproductrice à l'échelle régionale depuis 2001 (Ruiz & Martí 2004), bien que certaines colonies aient été recensées plus tard et les hypothèses pour déduire des estimations ont changé pour d'autres colonies (Arcos 2011, 2016). Dans l'ensemble, l'estimation officielle de la population reproductrice est de 3 200 couples reproducteurs. Cependant, le dénombrement en mer suggère une plus grande population, avec une estimation globale de ca. 25 000 individus (Arcos et al., 2012b, Arroyo et al., 2014), ce qui pourrait impliquer une population reproductrice d'environ 7 000 couples reproducteurs (Genovart et al., 2016). Les tendances basées sur ce type de données devraient être considérées comme peu fiables et, par conséquent, les données démographiques devraient être considérées comme la meilleure référence (voir l'indicateur commun 5).

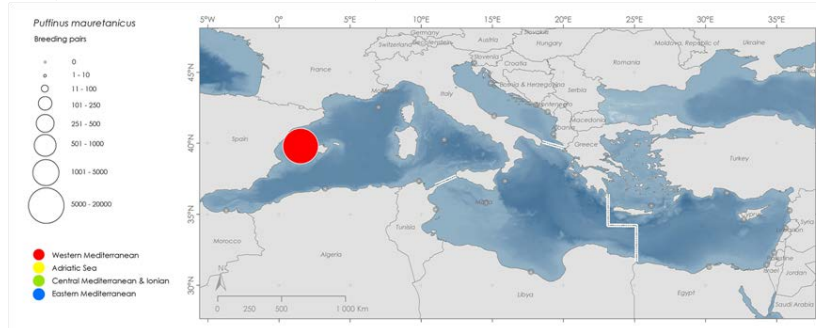


Figure 1. Répartition et taille relative de la population reproductrice du puffin des Baléares *Puffinus mauretanicus*, triées par sous-région et par pays. Dans ce cas, l'espèce est limitée en tant qu'espèce reproductrice aux îles Baléares (Espagne), dans la Méditerranée occidentale.

Le puffin Yelkouan conserve une répartition plus large, avec la majorité des oiseaux nidifiants en Italie (principalement en Corse), en Grèce et à Malte, en plus des colonies dispersées dans toute la Méditerranée, étant plus rares au sud et à l'est (figure 2). Dans l'ensemble, la population reproductrice est estimée à environ 21 000 à 33 000 paires (Bourgeois & Vidal 2008, Derhé 2012, García-Robles et al., 2016, Gaudard en préparation). Il est également important de souligner la pertinence de certaines régions de congrégations en mer, et en particulier la voie de migration du Bosphore, où jusqu'à 90 000 individus ont été recensés en une seule journée (Sahin 2016).

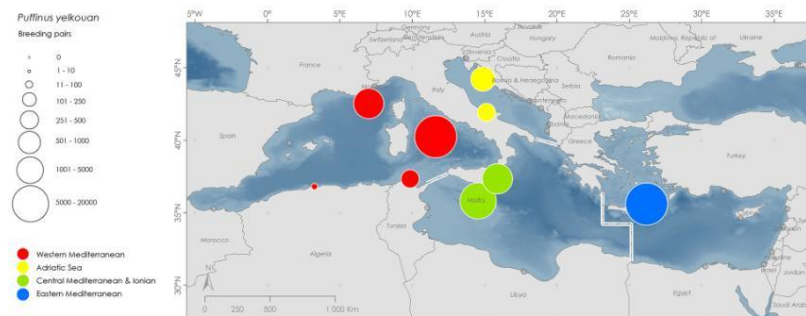


Figure 2. Répartition et taille relative de la population reproductrice de puffin de yelkouan *Puffinus yelkouan*, triée par sous-région (chaque couleur correspond à une sous-région donnée, voir la légende de la carte) et par pays.

Les informations sur le Bosphore, associées à la découverte de quelques nouveaux sites de reproduction, et une tendance positive déduite des estimations des colonies en Italie et à Malte, ont conduit à déduire une tendance positive de la population au cours des dernières années, mais c'est probablement une mauvaise interprétation des informations disponibles, puisque: (1) la population du Bosphore n'a pas augmenté, n'a tout simplement pas été compté exhaustivement auparavant; (2) la découverte de nouvelles colonies devrait être liée à l'effort accru de prospection, et non à une colonisation réelle de nouveaux sites de reproduction; Et (3) la tendance positive perçue dans certaines colonies est soit limitée à quelques sites, mais le contrôle des rats a permis une reprise réelle au niveau local ou le résultat de l'inférence des tendances à partir de chiffres peu fiables. Les données démographiques suggèrent précisément le contraire, comme expliqué dans l'indicateur commun 5.

Le cormoran méditerranéen. Cette espèce est plus facile à détecter et à recenser que les puffins, mais peut-être plus difficile que les goélands et les sternes. Par rapport aux puffins, c'est une espèce diurne et il est plus facile de détecter les nids. Cependant, les cormorans ont tendance à se reproduire dans les falaises côtières, le plus souvent dans les nids inaccessibles lancés sur de longues étendues de littoral, les recensements nécessitent du temps et, le plus souvent, un bateau pour couvrir toutes les zones. En comparaison, les goélands et les sternes ont tendance (à l'exception) à nicher dans des colonies agrégées dans des zones plates, plus faciles à compter.

Selon les informations disponibles, la population reproductrice de ce cormoran est répartie dans le bassin méditerranéen, occupant les quatre sous-régions considérées ici, avec la majeure partie du nord (figure 3). Les plus grandes populations se produisent dans les îles Baléares et en Corse-Sardaigne, en Croatie et en Égée (à la fois en Grèce et en Turquie), avec seulement quelques petites colonies dans la côte nord-africaine, qui manquent généralement de données numériques fiables (Algérie, Tunisie, Lybie et Egypte). La population mondiale de cette sous-espèce endémique de la Méditerranée est estimée à moins de 10 000 paires de reproduction, bien que la prospection appropriée soit insuffisante pour certaines régions. Les données disponibles pour la Turquie et Chypre sont particulièrement anciennes. Les tendances ne sont pas claires, avec des différences entre les pays, mais les légers déclin ou la stabilité semblent être la norme pour les pays ayant des données les plus fiables.

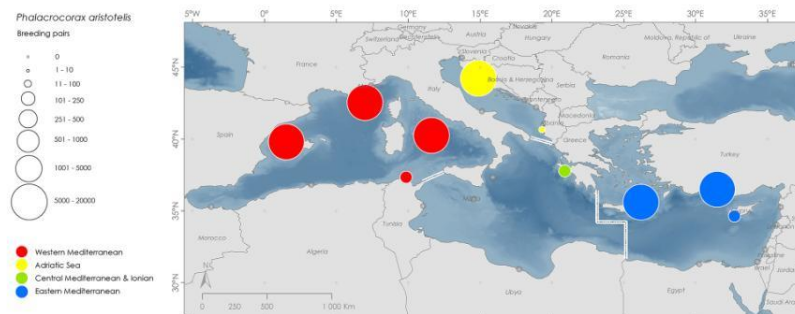


Figure 3. Distribution et taille relative de la population reproductrice de cormoran méditerranéen *Phalacrocorax aristotelis*, classés par sous-région (chaque couleur correspond à une sous-région donnée, voir la légende de la carte) et le pays.

Goéland d'Audouin. C'est aussi une espèce endémique méditerranéenne, répartie dans le bassin avec environ 22 000 couples reproducteurs. La majeure partie de la population se reproduit en Espagne, qui concentre plus de 90% du total, bien que les colonies s'étendent vers l'est en Turquie et vers le sud jusqu'au Maroc et en Algérie (figure 4). L'espèce est adaptée pour changer l'emplacement des colonies de reproduction d'une année à l'autre, si nécessaire (Oro 2003), mais dans l'ensemble, la population de l'Est semble avoir considérablement diminué au cours des dernières années, en particulier en Grèce (où les estimations ont changé de 700 à 900 Paires en 1995 à 350-500 en 2010, conjuguée à une diminution de la productivité reproductive, Saravia-Mullin et al. 2012) (voir l'indicateur commun 5). D'autre part, la population de l'Ouest semble être en meilleure forme. Cependant, les déclin récents des principales colonies occidentales (comme le Delta de l'Ebre), conjugués à la colonisation de nouveaux sites de reproduction dans les zones d'habitat hautement dégradé (Ex. Les ports), recommandent de se tenir au courant d'un déclin potentiel dans un proche avenir. Dans l'ensemble, l'augmentation récente des espèces dans la liste mondiale de l'UICN, de Proximité menacée aux non-menacées, pourrait nécessiter une nouvelle analyse dans un proche avenir.

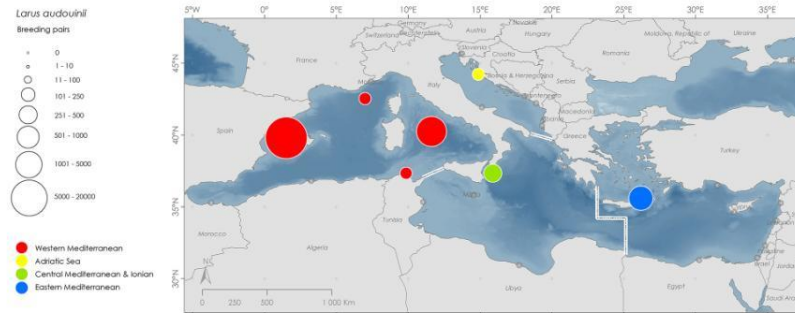


Figure 4. Répartition e taille relative de la population reproductrice du goéland Audouin *Larus Audouinii*, triée par sous-région (chaque couleur correspond à une sous-région donnée, voir la légende de la carte) et pays.

Sterne caugek. L'essentiel de la population méditerranéenne est concentré dans la sous-région de l'Ouest, où quelques colonies résument plus de 6 000 couples reproducteurs entre la France et l'Espagne. L'Italie détient également une population importante dans la mer Adriatique, avec environ 800 couples reproducteurs, et la Grèce détient des colonies plus petites dans les sous-régions centrales et orientales (figure 5).

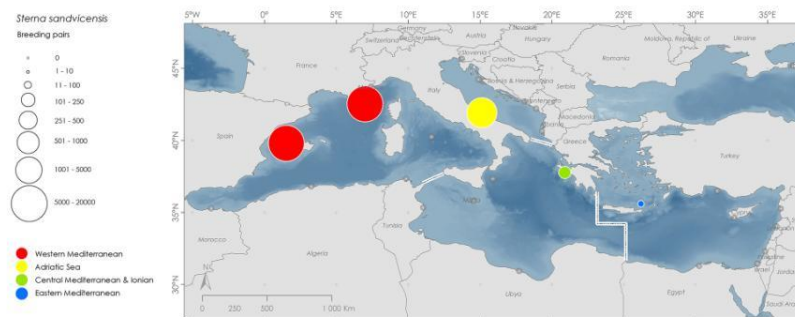


Figure 5. Répartition et la taille relative de la population reproductrice de la sterne caugek *Sterna sandvicensis*, triée par sous-région (chaque couleur correspond à une sous-région donnée, voir la légende de la carte) et pays.

Sterne naine. Il s'agit d'une espèce répandue dans toute la région, se reproduisant dans les zones humides et les plages dans les quatre sous-régions considérées (figure 6). Les chiffres manquent pour le Maroc, la Libye et les pays de l'Est. Les populations de la Turquie semblent être les plus grandes, mais l'information disponible est médiocre, avec 5 000 à 8 000 couples reproducteurs estimés (BirdLife International 2017b). Les tendances de la population varient selon les pays, sans tendance claire au niveau régional.

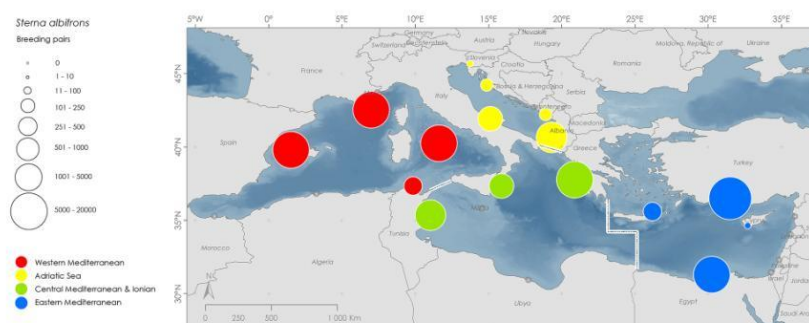


Figure 6. Répartition et taille relative de la population reproductrice de la sterne naine *Sternula albifrons*, triée par sous-région (chaque couleur correspond à une sous-région donnée, voir la légende de la carte) et pays.

Sterne hansel. L'espèce est répandue dans toute la Méditerranée, occupant les quatre sous-régions considérées (figure 7) et ayant en total plus de 4 000 couples reproducteurs. Il est important de rappeler que la plupart de la population habite dans les zones humides et fait peu usage de la mer.

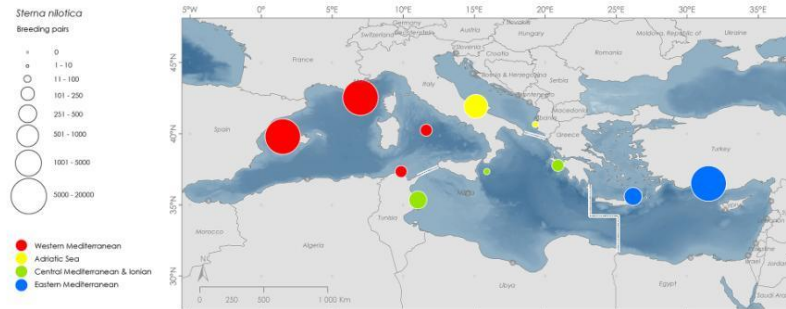


Figure 7. Répartition et taille relative de la population reproductrice de la sterne Hansel *Sterna nilotica*, triée par sous-région (chaque couleur correspond à une sous-région donnée, voir la légende de la carte) et pays.

CONCLUSIONS

Conclusions (brèves)

Le schéma général de l'abondance des oiseaux marins dans la région méditerranéenne est conforme aux résultats de l'indicateur commun 3 (aire de répartition) : les oiseaux de mer ont tendance à être plus abondants au nord et à l'ouest du bassin méditerranéen. Cela est particulièrement vrai dans le cas de la plupart des espèces marines (Puffins, Cormoran méditerranéen et Goéland d'Audouin). Comme dans le cas des modèles de répartition, il reste à élucider dans quelle mesure ce modèle, qui a du sens en termes de productivité et peut-être aussi d'une disponibilité appropriée de l'habitat de reproduction, n'est pas confondu par l'effort de prospection/la qualité des données.

Obtenir des estimations fiables de la taille de la population est plus difficile que de confirmer la présence/l'absence (ce qui est à la base de l'évaluation des modèles de répartition), il y a donc plus d'écart concernant cet indicateur commun. L'information pour certains pays et espèces est ancienne et se répète d'une publication à l'autre, il est donc important de rompre avec cette tradition et de s'assurer que les différents pays commencent à mettre en place des programmes de surveillance appropriés. Les informations seront plus faciles à collecter et plus fiables pour les espèces diurnes reproductrices dans des habitats ouverts, comme le goéland d'Audouin et les sternes, alors que pour les espèces les plus « discrètes » (les puffins), il pourrait être important de compter sur les études démographiques des colonies représentatives pour évaluer correctement les tendances de la population (voir l'indicateur commun 5).

Conclusions (étendues)

Messages clés

Les modèles d'abondance correspondent à peu près à ceux de la distribution pour les oiseaux marins, avec une augmentation du sud-est au nord-ouest.

L'information est inégale, souvent ancienne et soumise à des biais potentiellement élevés, en particulier pour le cas des puffins. L'établissement des tendances de la population pour ce dernier est compliqué en dehors des recensements.

Lacunes dans les connaissances

Les lacunes géographiques sont semblables à celles décrites pour l'indicateur commun 3. Pour de nombreux pays de l'Est et du Sud, ainsi que certains pays de l'Adriatique, l'information sur les populations reproductrices d'oiseaux marins est inégale ou complètement absente. Des informations particulières sont disponibles pour l'Algérie, la Libye, l'Égypte, Israël, le Liban, la Syrie, Chypre et la Turquie, ainsi que le Monténégro, la Bosnie-Herzégovine et l'Albanie.

Liste de references

La liste de référence comprend les travaux qui ne sont pas spécifiquement cités dans le texte mais ont été consultés pour évaluer la répartition et les chiffres de population :

- Aguilar, J.S. & Fernández, G. 1999. Species Action Plan for the Mediterranean Shag *Phalacrocorax aristotelis desmarestii* in Europe. Prepared by BirdLife International on behalf of the European Commission.
- Arcos, J.M. (compiler) 2011. International species action plan for the Balearic shearwater, *Puffinus mauretanicus*. SEO/Bird-life & Bird-life International.
http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/wildbirds/action_plans/docs/puffinus_puffinus_mauretanicus.pdf
- Arcos, J.M. 2016. Conservation of the Critically Endangered Balearic shearwater *Puffinus mauretanicus*: an update. In: Yésou, P., Sultana, J., Walmsley, J. & Azafzaf, H. (Eds). Conservation of marine and coastal birds in the Mediterranean. Proceedings of the UNEP-MAP-RAC/SPA Symposium, Hammamet, 20 to 22 February 2015, Tunisia. Pp: 22-26.
- Arcos, J.M., J. Bécares, B. Rodríguez y A. Ruiz. 2009. Áreas importantes para la conservación de las aves marinas en España. LIFE04NAT/ES/000049- SEO/BirdLife. Madrid.
- Arcos, J.M., Arroyo, G.M., Bécares, J., Mateos-Rodríguez, M., Rodríguez, B., Muñoz, A.R., Ruiz, A., de la Cruz, A., Cuenca, D., Onrubia, A. & Oro, D. 2012b. New estimates at sea suggest a larger global population of the Balearic Shearwater *Puffinus mauretanicus*. In: Yésou, P., Bacceti, N. & Sultana, J. (eds) *Ecology and conservation of Mediterranean seabirds and other bird species under the Barcelona Convention. Proceedings of the 13th MEDMARAVIS Pan-Mediterranean Symposium*, Alghero (Sardinia). Pp. 84-94.
- Arroyo, G. M., Mateos-Rodríguez, M., Muñoz, A. R., Cruz, A. D. La, Cuenca, D. & Onrubia, A. 2014. New population estimates of a critically endangered species, the Balearic Shearwater *Puffinus mauretanicus*, based on coastal migration counts. *Bird Conservation International* 1–13.
- Barbraud, C., Fortin, M., Charbonnier, Y., Delord, K. Gadenne, H., Thiebot, J. & Gélinaud, G. 2014. A comparison of direct and distance sampling methods to estimate abundance of nesting gulls. *Ardeola* 61(2): 367-377.
- Bécares, J., Arcos, J. M. & Oro, D. 2016. *Migración y ecología espacial de la gaviota de Audouin en el Mediterráneo occidental y noroeste africano*. Monografía n.º 1 del programa Migra. SEO/BirdLife. Madrid.
- Bertolero, A., M. Genovart, A. Martínez-Abraín, B. Molina, J. Mouriño, D. Oro y G. Tavecchia. 2009. *Gaviota cabecinegra, picofina, de Audouin, tridáctila y gavión atlántico en España. Población en 2007 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Bianchi, C.N. & Morri, C. 2000. Marine Biodiversity of the Mediterranean Sea: Situation, Problems and Prospects for Future Research. *Marine Pollution Bulletin* 40: 365-376.

BirdLife International 2004. *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status*. BirdLife Conservation Series No 12. BirdLife International. Cambridge.

BirdLife International. 2017a. *IUCN Red List for birds*. Downloaded from <http://www.birdlife.org>

BirdLife International 2017b. *European birds of conservation concern: populations, trends and national responsibilities*. Cambridge, UK: BirdLife International.

Borg, J., Sultana, J., Metzger, B. & Barbara, N. 2016. Population estimates of Maltese pelagic breeding birds: trends and appeal to assess these cautiously. In: Yésou, P., Sultana, J., Walmsley, J. & Azafzaf, H. (Eds). *Conservation of marine and coastal birds in the Mediterranean*. Proceedings of the UNEP-MAP-RAC/SPA Symposium, Hammamet, 20 to 22 February 2015, Tunisia. Pp: 38-42.

Bourgeois, K. & Vidal, E. 2008. The Endemic Mediterranean shearwater *Puffinus yelkouan*: distribution, threats and a plea for new data. *Oryx* 42: 187-194.

Boyd, I., Wanless, S. & Camphuysen, C.J. 2006. *Top predators in marine ecosystems: their role in monitoring and management*. Cambridge University Press.

Cadiou, B. & Coordinateurs. 2014. Cinquième recensement nationale des oiseaux nicheurs en France métropolitaine. Bilan final 2009-2012. pp. 75. GISOM/AAMPs, Brest.

Coll M, Piroddi C, Steenbeek J, Kaschner K, Ben Rais Lasram F, *et al.* 2010. The Biodiversity of the Mediterranean Sea: Estimates, Patterns, and Threats. *PLoS ONE* 5(8): e11842. doi:10.1371/journal.pone.0011842

Corbacho, C., J.M. Sánchez y M.A. Villegas. 2009. *Pagazas, charranes y fumareles en España. Población reproductora en 2007 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.

Croxall, J.P., S.H.M. Butchart, B. Lascelles, A.J. Stattersfield, B. Sullivan, A. Symes & P. Taylor. 2012. Seabird conservation status, threats and priority actions: a global assessment. *Bird Conservation International* 22: 1-34.

Defos du Rau, P., Bourgeois, K., Ruffino, L., Dromzée, S., Ouini, R., Abiadh, A., Estéve, R., Durand, Anselme, L., Faggio, G., Yahya, J.M., Peters, P., Rguibi, H., Renda, M., Miladi, B., Hamrouni, H., Alilech, S., Ben Dhafer, A., Nefla, A., Jaouadi, W., Agrebi, S. & Renou, S. 2012. New assessment of the world's largest colony of Scopoli's Shearwater *Calonectris diomedea* (Pp 26-28). In: Yésou, P., Baccetti, N. & Sultana, J. (Eds.), *Ecology and Conservation of Mediterranean Seabirds and other bird species under the Barcelona Convention - Proceedings of the 13th Medmaravis Pan – Mediterranean. Symposium*. Alghero (Sardinia) 14-17 Oct. 2011. Medmaravis, Alghero.

Derhé M. 2012. Developing a population assessment for Yelkouan Shearwater *Puffinus yelkouan* (Pp 65-73). In: Yésou, P., Baccetti, N. & Sultana, J. (Eds.), *Ecology and Conservation of Mediterranean Seabirds and other bird species under the Barcelona Convention - Proceedings of the 13th Medmaravis Pan – Mediterranean. Symposium*. Alghero (Sardinia) 14-17 Oct. 2011. Medmaravis, Alghero.

Fric, J., Portolou, D., Manolopoulos, A. & Kastiris, T. 2012. *Important Areas for Seabirds in Greece*. LIFE07NAT/GR/000285. Hellenic Ornithological Society (HOS/BirdLife Greece). Athens.

Gabrié C., Lagabrielle E., Bissery C., Crochelet E., Meola B., Webster C., Claudet J., Chassanite A., Marinesque S., Robert P., Goutx M. & Quod C. 2012. *The Status of Marine Protected Areas in the Mediterranean Sea*. MedPAN & RAC/SPA. Ed: MedPAN Collection. 256 pp.

- García-Robles H., Deceuninck B. & Micol T. (compilers). 2016. Status Report for Yelkouan Shearwater *Puffinus Yelkouan* (2nd draft). Project LIFE 14 PRE/UK/000002 Coordinated Efforts for International Species Recovery EuroSAP. Ligue pour la Protection des Oiseaux, BirdLife France. Rochefort. 22 p.
- Genovart, M., Arcos, J.M., Álvarez, D., McMinn, M., Meier, R., Wynn, R., Guilford, T. & Oro, D. 2016. Demography of the critically endangered Balearic shearwater: the impact of fisheries and time to extinction. *Journal of Applied Ecology* 53: 1158-1168.
- Gaudard C. (compiler) (in prep). Single International Species Action Plan for the Yelkouan Shearwater *Puffinus yelkouan* (1st draft). Project LIFE 14 PRE/UK/000002. Coordinated Efforts for International Species Recovery EuroSAP. Ligue pour la Protection des Oiseaux, BirdLife France. Rochefort. 43p.
- Isenmann P., Gaultier T., El Hili A., Azafzaf H., Dlensi H. & Smart M. 2005. *Oiseaux de Tunisie - Birds of Tunisia*. SEOF Editions, Paris, France, 432p
- Legakis, A. & Maragos, P. 2009. The Red Book of endangered animals of Greece. Hellenic Zoological Society – Ministry of Environment of Greece.
- LIFE+ Envoll. <http://life-envoll.eu/les-laro-limicoles-coloniaux?lang=fr>
- LIPU. 2009. *Dalla terra al mare. Studio preliminare per l'individuazione delle IBA (Important Bird Areas) in ambiente marino*. LIPU-BirdLife Italia, Parma.
- Issa, N. & Muller, Y. 2015. *Atlas des oiseaux de France métropolitaine*. LPO.
- Meininger, P.L. & Baha el Din, S.M. 1986. Seabirds along the Mediterranean sea coast of Egypt. In MEDMARAVIS and Monbailliu, X. (eds.), *Mediterranean Marine Avifauna. Population Studies and Conservation*. NATO ASI Series, Vol. G12, Springer Verlag, Berlin, Germany 107-121.
- Mínguez, E., Oro, D., de Juana, E., & Martínez-Abraín, A. 2003. Mediterranean seabird conservation: what can we do? *Scientia Marina* 67: 3–6.
- Oro, D. 2003. Managing seabird metapopulations in the Mediterranean: constraints and challenges. *Scientia Marina* 67(Suppl. 2): 13–22.
- Oro, D. & Ruxton, G. D. 2001. The formation and growth of seabird colonies: Audouin's gull as a case study. *Journal of Animal Ecology* 70(3): 527–535.
- Paleczny M, Hammill E, Karpouzi V, Pauly D (2015) Population Trend of the World's Monitored Seabirds, 1950-2010. *PLoS ONE* 10(6): e0129342.
- Perrins, C.M., Wood, M.J., Garroway, C.J., Boyle, D., Oakes, N., Revera, R., Collins, P. & Taylor, C. 2012. A whole-island census of the Manx Shearwaters *Puffinus puffinus* breeding on Skomer Island in 2011. *Seabird* 25: 1-13.
- Piatt, J.F., Sydeman, W.J. & Wiese, F. 2007. Introduction: a modern role for seabirds as indicators. *Marine Ecology Progress Series* 352: 199-204.
- Ruiz, A. & Martí, R. (Eds). 2004. La pardela balear. SEO/BirdLife – Conselleria de Medi Ambient del Govern de les Illes Balears. Madrid.

- Sahin, D. 2016. Are there more Yelkouan shearwaters *Puffinus yelkouan* than we thought? In: Yésou, P., Sultana, J., Walmsley, J. & Azafzaf, H. (Eds). *Conservation of marine and coastal birds in the Mediterranean. Proceedings of the UNEP-MAP-RAC/SPA Symposium*, Hammamet, 20 to 22 February 2015, Tunisia. Pp: 27-30.
- Saravia-Mullin, V., Portolou, D., Evangelidis, A., Gaganis, K., Manolopoulos, A. & Fric, J. 2012. The breeding population of audouin's gull *Larus audouinii* in Greece. In: Yésou, P., Bacceti, N. & Sultana, J. (eds) Ecology and conservation of Mediterranean seabirds and other bird species under the Barcelona Convention. Proceedings of the 13th MEDMARAVIS Pan-Mediterranean Symposium, Alghero (Sardinia). Pp. 135-142.
- Savelji, D. 2016. Status of marine and coastal birds of Montenegro: species listed under Annex II of the Barcelona Convention Protocol of Specially Protected Areas and Biological Diversity in the Mediterranean. In: Yésou, P., Sultana, J., Walmsley, J. & Azafzaf, H. (Eds). *Conservation of marine and coastal birds in the Mediterranean. Proceedings of the UNEP-MAP-RAC/SPA Symposium*, Hammamet, 20 to 22 February 2015, Tunisia. Pp: 88-90.
- Sutherland, W.J., Newton, I. & Green, R. 2004. Bird ecology and conservation: a handbook of techniques. Oxford University Press.
- Sultana, J., Borg, J., Barbara, N. & Metzger, B. 2016. Fifty years of seabird research and conservation in the Maltese Islands: are we getting there?. In: Yésou, P., Sultana, J., Walmsley, J. & Azafzaf, H. (Eds). *Conservation of marine and coastal birds in the Mediterranean. Proceedings of the UNEP-MAP-RAC/SPA Symposium*, Hammamet, 20 to 22 February 2015, Tunisia. Pp: 82-87.
- Thibault, J., Zotier, R., Guyot, I., & Bretagnolle, V. 1996. Recent trends in breeding marine birds of the Mediterranean region with special reference to Corsica. *Colonial Waterbirds* 19: 31–40.
- VWarham, J. 1990. The Petrels - Their Ecology and Breeding Systems. Academic Press, London.
- Zotier, R., Bretagnolle, V. & Thibault, J.C. 1999. Biogeography of the marine birds of a confined sea, the Mediterranean. *Journal of Biogeography* 26, 297-313.

Objectif Ecologique 1 (OE1): Biodiversité

Note: Les cartes et les illustrations sont provisoires

OE1: Indicateur commun 5: Caractéristiques démographiques de la population (par ex. structure de la taille ou de la classe d'âge, sex-ratio, taux de fécondité, taux de survie/mortalité concernant les Mammifères marins)

GENERAL

Rapporteur: CAR/ASP

Échelle géographique de l'évaluation: Régional: Méditerranée

Pays contributeurs

Thème central 2- Biodiversité et Ecosystèmes

Objectif Ecologique OE1: La diversité biologique est maintenue ou améliorée. La qualité et l'occurrence des habitats côtiers et marins et la répartition et l'abondance des espèces côtières et marines sont conformes aux conditions physiographiques, hydrographiques, géographiques et climatiques en vigueur.

Indicateur Commun de l'IMAP Indicateur commun 5 (IC5): Caractéristiques démographiques de la population (par ex. structure de la taille ou de la classe d'âge, sex-ratio, taux de fécondité, taux de survie/mortalité concernant les Mammifères marins)

Code de la Fiche d'évaluation de l'indicateur OE1 IC5

Justification/ Méthodes

Contexte (bref)

L'objectif de cet indicateur consiste à mettre l'accent sur les caractéristiques démographiques de la population des mammifères marins dans les eaux de la Méditerranée. Les caractéristiques démographiques d'une population donnée peuvent être utilisées pour évaluer son état de conservation par l'analyse des paramètres démographiques comme la structure d'âge, l'âge à la maturité sexuelle, le ratio sexe et taux de natalité (fécondité) et de décès (mortalité). Ces données sont particulièrement difficiles à obtenir pour les mammifères marins, en s'appuyant ainsi sur les modèles démographiques, qui impliquent plusieurs hypothèses qui peuvent être violées.

Les populations de cétacés de longue longévité et de lente reproduction font partie des plus importantes unités de conservation ; une approche démographique peut donc être très utile pour leur gestion et leur conservation.

Bien que certaines études démographiques aient été réalisées en utilisant les données de pêche industrielle à la baleine sur les populations de l'Atlantique nord-est, on connaît peu la démographie de leurs congénères en Méditerranée, où la chasse industrielle n'a jamais eu lieu.

Contexte (étendu)

Méthodes d'évaluation

L'effort de surveillance devrait être destiné à collecter des séries de données à long terme couvrant les différents stades de vie des espèces sélectionnées. Cela impliquerait la participation de plusieurs équipes en utilisant des méthodologies standard et couvrant des sites d'une importance particulière pour les étapes clés de la vie des espèces cibles.

Les outils classiques préliminaires pour les analyses démographiques sont des tableaux de vie, qui tiennent compte des taux de natalité et des probabilités de décès pour chaque stade vital ou classe d'âge de la population. Une table de vie peut être définie de différentes façons :

- 1) suite à une classe d'âge initiale (c.-à-d. Cohorte) de la naissance à la mort du dernier individu ; Cette approche permet de définir une table de vie de cohorte et est généralement appliquée sur des populations sèches et de courte durée ;
- 2) compter les individus de la population regroupés par âge ou par étapes dans une période de temps donnée ; Cette approche permet d'obtenir une table de vie statique, appropriée pour les espèces à longue durée de vie ou mobiles ;
- 3) l'analyse de l'âge ou de la répartition en scénario des individus au décès ; Cette approche permet de développer une table de mortalité, en utilisant les carcasses à partir des données d'échouage.

La photo-identification est l'une des techniques les plus puissantes pour enquêter sur les populations de cétacés. L'information sur la composition du groupe, la répartition de la zone, le comportement inter-individuel et les modes de mouvement à court et à long terme peuvent être obtenues par la reconnaissance des individus. Les ensembles de données à long terme sur les individus identifiés par la photo peuvent fournir des informations sur les traits basiques de la vie, tels que l'âge à la maturité sexuelle, l'intervalle de vèlage, la durée de vie reproductive et totale. Néanmoins, estimer l'âge et la longueur à partir d'individus libres peut être plutôt difficile et augmenter les incertitudes dans les modèles. Les ensembles de données à long terme sur des individus connus par une photo-identification peuvent surmonter certains des biais potentiels.

RÉSULTATS

Les résultats et l'État, y compris les tendances (bref)

Rorqual commun - Les modèles démographiques, couramment utilisés pour les populations animales et végétales, ont été appliqués pour les mammifères marins et cétacés uniquement au cours des dernières années. En général, deux approches différentes sont utilisées lorsqu'il s'agit d'études démographiques, basées sur des tableaux de cycle biologique statique ou de la cohorte. Une troisième approche consiste à utiliser des tableaux de mortalité et fournir des informations détaillées sur la taille/âge et sexe des individus morts. Cette approche, fondée sur des données d'échouement, a pour la première fois été appliquée aux cétacés en Méditerranée, élaborant un modèle démographique pour la population du Rorqual commun en Méditerranée sur la base d'un tableau de cycle biologique (tableau de mortalité) à l'aide des données d'échouage. Le traitement des données d'échouage implique plusieurs hypothèses ; la principale étant que les données d'échouage représentent une description fidèle de la mortalité réelle par les différents cycles biologiques. Cette hypothèse, cependant, n'est correcte que si la probabilité d'échouage est égale dans tous les cycles biologiques.

Cette étude préliminaire décrit la structure de la sous-population méditerranéenne par l'analyse des données d'échouage entre 1986-2007, montrant un fort impact, naturel et anthropique, sur les juvéniles et les animaux immatures. Ces résultats, même s'ils confirment un modèle commun à plusieurs mammifères - caractérisé par une forte mortalité dans les catégories d'âge les plus jeunes - peuvent

empêcher d'atteindre la maturité sexuelle, ce qui a des répercussions graves sur l'espèce au niveau de la population. Les plans de conservation appropriés devraient donc envisager la découverte de sites de reproduction, où les petits peuvent bénéficier d'une plus grande protection, pour améliorer les taux de survie. De même, les règles de la circulation navale, visant à réduire les taux de mortalité par collisions avec les navires, pourraient améliorer la survie des femelles adultes et des petits. En outre, l'atténuation d'autres sources de mortalité et de stress, tels que les produits chimiques et la pollution acoustique, les activités d'observation de baleines, et la perte et la dégradation de l'habitat, pourrait encore améliorer les chances de survie de la population.

Grand dauphin - La seule zone méditerranéenne, avec des données historiques qui peuvent être utilisées pour déduire les tendances de population sur des périodes de plus de deux décennies est le nord de la mer Adriatique. Là, le nombre de grand dauphin a probablement diminué d'au moins 50 % dans la deuxième moitié du xx^e siècle, en grande partie sous l'effet des mises à mort délibérées au début, suivi par la dégradation de l'habitat et de la surpêche des proies. Pour d'autres parties de la Méditerranée septentrionale, par exemple l'Italie et le sud de la France, les informations disponibles sont moins précises mais suggèrent des tendances similaires. Dans une zone au large du sud de l'Espagne, où l'espèce a été étudiée intensivement, des estimations de l'abondance ont démontré une variabilité mais pas de tendance depuis le début des années 1990.

Comme il n'y a pas de données historiques sur la densité et l'abondance des grands dauphins dans le sanctuaire pélagos, il n'est pas possible de déduire une augmentation ou une diminution au fil du temps. Le Groupe d'Etudes des Cétacés de Méditerranée a estimé - par comptage direct et photo-identification qu'il y avait près de 198-242 dauphins autour de l'île de Corse en 2000, et 130 à 173 en 2003. Ces estimations semblent être inférieures à celles évaluées par analyse de marquage-recapture dans la même région en 2006, mais toute conclusion sur les tendances potentielles est purement spéculative, puisqu'une approche différente a été utilisée pour ceux qui ont été estimés et cela peut conduire à des distorsions significatives.

Les résultats et l'État, y compris les tendances (étendu)

CONCLUSIONS

Conclusions (brèves)

Les données disponibles sur la démographie pour les mammifères marins méditerranéens sont plutôt rares et fragmentées et, à l'heure actuelle, il est assez difficile de fournir des preuves fortes et solides sur les tendances.

Les données sont disponibles uniquement pour les régions localisées, où plus d'efforts ont été consacrés au fil des ans, ce qui permet d'estimer les taux de survie pour des espèces spécifiques et des intervalles de temps.

Les études démographiques peuvent fournir des outils utiles à la gestion et à la conservation des espèces menacées et surexploitées. Les modèles de population, basés sur les tableaux de vie et les matrices de transition, permettent d'évaluer la performance de la population, de projeter les tendances démographiques des heures supplémentaires et ainsi de favoriser la conservation des populations étudiées, suggérant des mesures spécifiques pour leur protection.

Conclusions (étendues)

Messages clés

Les programmes systématiques et à long terme de photo-identification, conjointement à l'utilisation d'instruments appropriés pour mesurer les animaux observés, seraient des outils essentiels pour fournir des connaissances de base sur la structure de la population nécessaires aux plans de conservation.

Lacunes dans les connaissances

Il existe un fort besoin de programmes de surveillance systématique dans le temps, de collecte de séries chronologiques et d'évaluation des tendances dans le temps et l'espace.

Les programmes de surveillance devraient être répliqués à intervalles réguliers, à savoir 5-6 ans, conformément à la réglementation internationale (par exemple, les directives Habitat et la Stratégie Marine, l'approche écosystémique).

Liste de références

- Arrigoni, M., Manfredi, P., Panigada, S., Bramanti, L., Santangelo, G., 2011. Life-history tables of the Mediterranean fin whale from stranding data. *Marine Ecology* 32, 1–9. doi:10.1111/j.1439-0485.2011.00437.x
- Butti, C., Corain, L., Cozzi, B., Podestà, M., Pirone, A., Affronte, M., Zotti, A., 2007. Age estimation in the Mediterranean bottlenose dolphin *Tursiops truncatus* (Montagu 1821) by bone density of the thoracic limb. *J. Anat.* 211, 639–646. doi:10.1111/j.1469-7580.2007.00805.x
- Đuras, M., Divac Brnić, D., Gomerčić, T., Galov, A., 2014. Craniometry of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) from the Adriatic Sea. *Veterinary Archives* 84, 649–666.
- Gol'din, P., Gladilina, E., 2015. Small dolphins in a small sea: age, growth and life-history aspects of the Black Sea common bottlenose dolphin *Tursiops truncatus*. *Aquatic Biology* 23, 159–166. doi:10.3354/ab00617
- Kerem, D., Kent, R., Roditi-Elasar, M., Goffman, O., Scheinin, A., Gol'din, P., 2013. Early physical maturation of female common bottlenose dolphin in the eastern Levantine Basin. *Israel Journal of Ecology & Evolution* 59, 154–162. doi:10.1080/15659801.2013.892297
- Pribanić, S., Mioković, D., Kovačić, D., 2000. Preliminary growth rate and body lengths of the bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821) from the Adriatic Sea. *Natura Croatica* 9, 179–188.
- Rossi, A., Panigada, S., Arrigoni, M., Zanardelli, M., Cimmino, C., Marangi, L., Manfredi, P., Santangelo, G., 2014. Demography and conservation of the Mediterranean fin whale (*Balaenoptera physalus*): what clues can be obtained from photo-identification data. *Theor Biol Forum* 107, 123–142.
- Rossi, A., Scordamaglia, E., Bellingeri, M., Gnone, G., Nuti, S., Salvioli, F., Manfredi, P., Santangelo, G., 2017. Demography of the bottlenose dolphin *Tursiops truncatus* (Mammalia: Delphinidae) in the Eastern Ligurian Sea (NW Mediterranean): quantification of female reproductive parameters. *The European Zoological Journal* 84, 294–302. doi:10.1080/24750263.2017.1334839
- Sharir, Y., Kerem, D., Gol'din, P., Spanier, E., 2011. Small size in the common bottlenose dolphin -*Tursiops truncatus* in the eastern Mediterranean: a possible case of Levantine nanism. *Marine Ecology Progress Series* 438, 241–251. doi:10.3354/meps09282

Objectif Ecologique 1 (OE1): Biodiversité

Note: Les cartes et les illustrations sont provisoires

OE1: Indicateur commun 5: Caractéristiques démographiques de la population (par ex. structure de la taille ou de la classe d'âge, sex-ratio, taux de fécondité, taux de survie/mortalité concernant les tortues marins)

GENERAL

Rapporteur: CAR/ASP

Échelle géographique de l'évaluation: Régional: Méditerranée

Pays contributeurs

Thème central 2- Biodiversité et Ecosystèmes

Objectif Ecologique OE1: La diversité biologique est maintenue ou améliorée. La qualité et l'occurrence des habitats côtiers et marins et la répartition et l'abondance des espèces côtières et marines sont conformes aux conditions physiographiques, hydrographiques, géographiques et climatiques en vigueur.

Indicateur Commun de l'IMAP Indicateur commun 5(IC5): Caractéristiques démographiques de la population (par ex. structure de la taille ou de la classe d'âge, sex-ratio, taux de fécondité, taux de survie/mortalité concernant les reptiles marins)

Code de la Fiche d'évaluation de l'indicateur OE1 IC5

Justification/ Méthodes

Contexte (bref)

Cette évaluation présente un bref aperçu des paramètres démographiques utilisés pour surveiller la tortue caouanne et la tortue verte dans les sites de reproduction, d'alimentation et d'hivernage en Méditerranée, en fonction des données publiées, afin de déterminer quelles lacunes en matière de connaissances doivent être remplies pour réaliser l'objectif de cet indicateur. L'information démographique aide à identifier la (les) phase (s) du cycle de vie qui affecte la croissance de la population la plus étendue et peut être appliquée à (1) quantifier l'efficacité des mesures de conservation ou l'étendue de l'exploitation (par exemple, la gestion des pêches), (2) Comprendre l'évolution des traits de l'histoire de vie et (3) indiquer une condition physique par rapport au milieu environnant. Pour les populations de tortues marines, certaines mesures de la démographie sont bien documentées, telles que le nombre de nids et /ou des femelles (voir l'indicateur 2), d'où les tendances de la population sont actuellement appliquées pour déduire la croissance de la population (ou la récupération) et, par conséquent, le statut de la menace. Pourtant, sans informations sur le nombre de jeunes recruteurs dans la population (par exemple, Dutton et al. 2005, Stokes et al., 2014), ou des

estimations fiables des taux de mortalité des juvéniles et des adultes, il est très difficile de prévoir les tendances futures.

Contexte (étendu)

Contexte et justification

La planification de la conservation efficace nécessite des données fiables sur la dynamique des populations de la faune ou de la démographie (p. ex. taille et croissance de la population, les taux de mortalité et de recrutement, le succès de reproduction et la longévité) pour guider efficacement la gestion (Dulvy et al. 2003; Crick 2004). However, it is not possible to obtain such data for many species, especially in the marine environment, limiting our ability to infer and mitigate actual risks through targeted management. Pourtant, les informations démographiques contribuent à déterminer le(s) stade(s) du cycle biologique qui affectent le plus la croissance de la population, et peuvent être appliquées pour (1) quantifier l'efficacité des mesures de conservation ou de l'étendue de l'exploitation (p. ex. la gestion des pêches), (2) comprendre l'évolution des caractéristiques du cycle biologique et (3) indiquer l'aptitude à l'environnement autour.

Pour les populations de tortues marines, certaines mesures de démographie sont bien documentées, comme les nombres de nids et/ou de femelles (voir l'indicateur 2), à partir desquelles les tendances de la population sont actuellement appliquées pour en déduire la croissance de la population (ou le rétablissement) et, par conséquent, l'état de la menace. Pourtant, sans informations sur le nombre de juvéniles recrutant dans la population (p. ex. Dutton et al. 2005; Stokes et al. 2014), ou d'estimations fiables des taux de mortalité des juvéniles et des adultes, il est très difficile de prévoir les tendances futures. Par exemple, les facteurs qui influent sur la dynamique des populations de tortues marines dans les décennies à venir ne seront pas déduits du décompte pour les 30 à 50 ans à venir (Scott et al. 2011), car ceci est le temps de génération de ce groupe et le décompte des nids ne peut prédire combien de juvéniles seront recrutés dans les populations jusqu'à ce qu'ils commencent leur propre nidification.

Un autre paramètre qui est bien établi est le taux de réussite dans des petits des nids, ainsi que des ratios à l'éclosion des petits. Dans le monde, fortement de femelles progéniture des ratios ont été prédites (Witt et al. 2010; Hays et al. 2014). Cette distorsion pour les femelles est élevée parce que les tortues marines présentent une détermination du sexe en fonction de la température, que le réchauffement climatique entraîne une production féminine fortement tendancielle (Poloczanska et al., 2009; Saba et al., 2012; Katselidis et al. 2012). Ainsi, il est essentiel de déterminer la manière dont la progéniture se transforme en sex-ratio le ratio des adultes, afin de déterminer le nombre minimal d'hommes nécessaire pour maintenir une population génétiquement viable et en bonne santé, qui ne sont pas nécessairement les mêmes. Parce que les mâles ont tendance à se reproduire plus fréquemment que les femelles (c.-à-d. tous les 1-2 ans contre 2 ans ou plus pour les femelles, Casale et al. 2013; Hays et al. 2014), moins de mâles seraient nécessaires dans la population pour s'accoupler avec toutes les femelles. Cependant, des distorsions dans les ratios de sexe peuvent induire des effets génétiques délétères au sein des populations avec une diminution de la taille effective de la population et l'augmentation des chances de consanguinité et de la dérive génétique aléatoire (Bowen et Karl 2007 ; Girondot et al. 2004; Mitchell et al. 2010). Cependant, la plupart des populations de tortues marines présentent une grande paternité multiple (c.-à-d. les œufs des femelles sont engendrés par plusieurs mâles ; se reporter à Lee et al. en soumission). Ce comportement est considéré comme une stratégie visant à améliorer la diversité génétique ; ainsi, si le nombre de mâle diminue encore, cela pourrait avoir des conséquences néfastes sur la population (Girondot et al. 2004) En outre, les différences de survie entre les sexes peut se produire dans différentes catégories d'âge (Sprogis et al. 2016) ; ainsi, il est indispensable de quantifier les ratios des sexes et la mortalité spécifique au sexe dans les différentes catégories d'âge et de taille. Les échouages fournissent une source utile d'informations sur les causes de mortalité, mais ne reflètent pas nécessairement le nombre réel d'animaux qui meurent (Epperly et al. 1996; Hart et al. 2006). Les données de prises accessoires ont également été utilisées pour estimer les taux de mortalité (pour un aperçu voir, Casale 2011), qui

devrait être autour de 44000 tortues /an en Méditerranée. Cependant, ces valeurs doivent être confirmées.

Par conséquent, ces lacunes entravent notre capacité à générer des modèles démographiques représentatifs pour fournir des évaluations précises de l'état de conservation de la caouanne et de la tortue verte en Méditerranée. Pourtant, de telles informations sont essentielles pour mettre en œuvre les mesures les plus appropriées à la conservation des tortues marines.

Les pressions et les facteurs clés

Les zones de nidification et d'alimentation des tortues marines sont vulnérables aux pressions anthropiques en Méditerranée, y compris une augmentation de l'exploitation des ressources (notamment la pêche), l'exploitation et la dégradation des habitats (y compris l'aménagement du littoral), la pollution et le changement climatique (PNUE/PAM/PLAN BLEU, 2009 ; Mazaris et al. 2009, 2014; Witt et al. 2011; Katselidis et al. 2012, 2013, 2014). Ces questions pourraient réduire la résistance de ce groupe d'espèces, avec un impact négatif sur la capacité des populations à se remettre (p. ex. Mazaris et al. 2009, 2014; Witt et al. 2011; Katselidis et al. 2012, 2013, 2014). Le risque d'extinction est particulièrement élevé en Méditerranée, car les populations de la caouanne et de la tortue verte dans ce bassin sont distinctes sur le plan démographique d'autres populations mondiales (Laurent et al., 1998 ; Encalada et al., 1998), et risquent de ne pas se reconstituer.

Les principales menaces à la survie de la caouanne et de la tortue verte en Méditerranée ont été identifiées comme étant les prises accidentelles dans les engins de pêche, les collisions avec les bateaux, et la mise à mort intentionnelle (Margaritoulis et 2010). Casale (2011) estime qu'il y a plus de 132 000 captures accessoires par an en Méditerranée, dont plus de 44 000 sont censées être fatales, même si très peu d'informations existent au sujet de la mortalité post-libération (Álvarez de Quevedo et al. 2013). Wallace et al. (2010, 2011), ont regroupé toutes les espèces de tortues marines dans le monde en unités de gestion régionales (RMU), qui sont des segments de population géographiquement distincts, afin de déterminer l'état de la population et le niveau de la menace. Ces unités de la population régionale sont utilisées pour assimiler des informations biogéographiques (c.-à-d. la génétique, la distribution, la circulation, la démographie) de sites de nidification des tortues de mer, fournissant une base spatiale pour l'évaluation des problèmes de gestion. Un total de 58 RMU a été initialement défini pour les sept espèces de tortues marines. La Méditerranée contient 2 RMU pour les tortues caouannes et 1 RMU pour les tortues vertes. Ces analyses ont montré que la Méditerranée a la moyenne la plus élevée de menaces par rapport à tous les bassins océaniques, en particulier pour les prises accessoires de tortues marines (Wallace et al. 2011). Cependant, comparativement à l'ensemble des RMU à l'échelle mondiale, la Méditerranée a la cote de risque moyenne la plus basse (Wallace et al. 2011).

Parmi d'autres menaces principales qui pèsent sur les tortues marines en Méditerranée on peut citer la destruction des habitats de nidification par le tourisme et l'agriculture, l'érosion des plages et la pollution, l'exploitation directe, la prédation des nids et le changement climatique (Margaritoulis & 2010 ; Mazaris et al. 2014; Katselidis et al. 2012, 2013, 2014). Coll et al. (2011) ont également identifié des domaines d'interaction importants entre la biodiversité et les menaces qui pèsent sur la faune marine en Méditerranée. Dans cette analyse, les auteurs ont défini des zones à risque élevé pour les deux espèces, avec des domaines s'étendant le long de la plupart des côtes, à l'exception de la côte sud de l'Est (de la Tunisie à la Turquie).

Contexte politique et objectifs

Tout comme l'approche écosystémique, l'UE a adopté la Directive Cadre de la Stratégie pour le Milieu Marin de l'Union européenne (DCSMM) le 17 juin 2008, qui comprend les définitions du bon état écologique (BEE), les descripteurs, les critères, les indicateurs et les cibles. Dans la région méditerranéenne, la DCSMM s'applique aux états membres de l'UE. L'objectif de la DCSMM consiste à protéger plus efficacement l'environnement marin dans toute l'Europe. Afin d'atteindre le BEE d'ici 2020, chaque État Membre de l'Union est appelé à élaborer une stratégie pour ses eaux maritimes

(Stratégie Marine). En outre, parce que la directive suit une approche de gestion adaptative, les stratégies marines doivent être maintenues à jour et révisées tous les 6 ans.

Le DCSMM comprend le Descripteur 1 Biodiversité : "La qualité et l'apparition des habitats et la répartition et l'abondance des espèces sont conformes aux conditions physiographiques, géographiques et climatiques." L'évaluation est nécessaire à plusieurs niveaux écologiques : des écosystèmes, des habitats et des espèces. Parmi les espèces choisies on peut citer les tortues et dans ce cadre, chaque État membre qui se trouve dans une aire de répartition de la tortue marine, a présenté des critères, des indicateurs, des objectifs BEE et un programme pour les surveiller.

Le DCSMM sera en complément, et fournira le cadre d'ensemble global pour un certain nombre d'autres Directives-clés et de la législation au niveau européen. Il appelle également à la coopération régionale, qui signifie "la coopération et la coordination des activités entre les États membres et, autant que possible, les pays tiers partageant la même région ou la sous-région, dans le cadre de l'élaboration et la mise en œuvre de stratégies marines" [...] "facilitant ainsi la réalisation du bon état écologique dans la région ou la sous-région concernée".. La décision de la Commission 2010/477/UE énonce les critères du DCSMM et les normes méthodologiques et le descripteur 1 comprend les critères "1.1.répartition des espèces" et "aire de répartition (indicateurs 1.1.1)", "modèle de répartition à l'intérieur de celle-ci, s'il y a lieu (1.1.2)" et "zone couverte par l'espèce (pour les espèces benthiques/sessiles) (1.1.3)". À l'échelle d'un pays, la Grèce, l'Italie et l'Espagne ont sélectionné des cibles pour les tortues marines, Chypre et la Slovénie mentionner les tortues dans leur évaluation initiale, mais ne pas fixer des objectifs (Milieu Ltd Consortium. 2014 ; PNUE/PAM 2016). L'Italie a un objectif DCSMM pour réduire la pression de la pêche par la diminution de mortalité accidentelle en réglementation les pratiques de pêche, ainsi que la réduction des prises accessoires dans les zones où les tortues caouannes se rassemblent et la délimitation de la répartition spatiale des tortues marines dans les régions ayant la plus forte utilisation de la longue ligne pélagique (mer Tyrrhénienne du sud et mer Ionienne du sud) et du chalutage (Adriatique du nord). L'un des objectifs du DCSMM en Espagne consiste à réduire les principales causes de mortalité et de réduction des populations de tortues marines, comme la capture accidentelle, les collisions avec les navires, l'ingestion de débris en mer, l'introduction des prédateurs terrestres, la pollution, la destruction des habitats, la surpêche.

Méthodes d'évaluation

Cette évaluation présente un aperçu sommaire et général de la répartition de deux espèces de tortues marines afin d'identifier les lacunes existantes en matière de connaissances pour l'élaboration des programmes nationaux de surveillance de la biodiversité. Les informations publiées par des études et des projets de recherche régionaux et nationaux ont été utilisées pour compiler l'évaluation, mais cette vue d'ensemble ne présente pas une évaluation complète des connaissances existantes.

RÉSULTATS

Les résultats et l'État, y compris les tendances (bref)

La connaissance des différents paramètres démographiques des tortues marines reste inégale dans toute la Méditerranée, avec des informations détaillées disponibles sur certains sites et aucune information sur d'autres sites. Pour développer des modèles complets, des connaissances sur tous les aspects de la démographie dans une gamme de populations représentatives de différentes tailles sont nécessaires.

Les résultats et l'État, y compris les tendances (étendu)

Caouanne et tortues vertes

Pour cet indicateur, les deux espèces ont été combinées puisque les mêmes lacunes existent pour les deux. Des détails spécifiques pour les tortues vertes à Chypre sont fournis par Broderick et al. (2002)

and Stokes et al. (2014), les données publiées manquant pour la plupart des autres sites en Méditerranée.

Taille et croissance de la population (aires de reproduction)

Voir l'indicateur 2 pour plus de détails sur ce sujet.

Intervalles Inter-ponte de femelles adultes (aires de reproduction)

Il est indispensable de quantifier l'intervalle Inter-ponte durant et à travers les années parce que cela influence la fréquence des pontes et va influencer sur les estimations de la taille de la population (voir l'indicateur 2). L'intervalle de la nidification est régulé par la température de l'eau de mer (Hays et al. 2002), étant plus longue lorsque la température de la mer est plus fraîche. Des couvées de 12 à plus de 20 jours ont été détectés dans et entre les sites de nidification en Méditerranée (voir Groupe de travail Démographie 2015 et Casale & Margaritoulis 2010 pour les couvées des populations méditerranéennes).

Intervalles de remigration des mâles et femelles adultes (aires de reproduction)

Les connaissances sur les taux de remigration (périodicité de reproduction) de femelles connues et sur la manière dont cela change avec le temps (c.-à-d. la maturation des plus jeunes ou des moins jeunes nicheurs) sont essentielles, car cela aura une incidence sur notre capacité à prévoir le ratio total du sexe des adultes dans les populations. Les connaissances sur les intervalles de remigration sont encore une fois de nouveau limitées à la Grèce, la Turquie et Chypre. Les femelles en Grèce et à Chypre ont tendance à avoir des intervalles de remigration d'environ 2 ans (Groupe de travail Démographie 2015 et Casale & Margaritoulis 2010), mais cela peut être de 1-3 années ou plus (Schofield et al. 2009). Pour les mâles, les intervalles de remigration ont été répertoriés pour les mâles sur Zakynthos, qui sont principalement d'une année, mais avec des individus qui se nourrissent près de la Tunisie/Libye et du bassin occidental, revenant tous les 2 ans (Hays et al. 2014 ; Casale et al. 2013). Pour déterminer le nombre total d'adultes dans la population, des connaissances claires sur la fréquence de remigration est nécessaire.

Fréquence des pontes (aires de reproduction)

Ce paramètre est difficile à quantifier en raison de la difficulté dans les taux de détection. Les fréquences de ponte de 1,2 - 2,2 ont été suggérées pour les tortues vertes et caouannes sur Chypre (Broderick et al. 2002). Toutefois, sur Zakynthos, les tortues caouannes ont des fréquences de ponte de 2 à 3 nids, allant jusqu'à 5 couvées, sur la base d'études de suivi par satellite (Zbinden et al. 2011 ; Schofield et al. 2013a). Comme ce paramètre est essentiel pour déduire le nombre de femelles sur les sites de reproduction, comme la plupart des estimations des femelles sont estimés à partir des décomptes divisés par la fréquence d'embayage supposé, il est essentiel de comprendre ce paramètre. En outre, la fréquence des pontes varie en période inter-ponte ; c.-à-d. dans les années chaudes, une femelle peut avoir plusieurs couvées en raison de périodes inter-ponte et vice versa. Encore une fois, cette information aura une incidence sur les estimations des populations.

Sexe-ratio des adultes mâles et femelles (aires de reproduction)

Une fois les informations sur la fréquence des pontes et l'intervalle de remigration sont solides, les estimations du nombre de femelles peuvent être obtenues. Cependant, pour quantifier les ratios des sexes dans l'aire de reproduction et dans l'ensemble de la composante adulte des populations de tortues marines, le décompte des mâles dans l'environnement marin pendant la reproduction doit être fait. Ainsi, à l'heure actuelle, les connaissances sur le nombre de mâles qui fréquentent les aires de reproduction sont inexistantes. Par conséquent, nous ne savons pas combien de mâles s'accouplent avec des femelles reproductrices, ni quel est le ratio des sexes pour les adultes. Seulement sur Zakynthos une prédiction a été faite de l'ordre de 1:3,3 mâles/femelles en s'appuyant sur une étude d'identification par photos d'une partie de la population reproductrice (Schofield et al. 2009). Ainsi,

des efforts sont nécessaires pour quantifier le nombre de mâles (voir l'indicateur 2 pour en savoir plus sur cette question) afin de comprendre les ratios des sexes pour les adultes et de leurs répercussions potentielles sur la conservation et la persistance de l'espèce.

Les ratios des descendants dans les sites de reproduction, y compris l'incubation (aires de reproduction)

Les ratios estimés des sexes des petits des tortues existent pour un certain nombre de sites de nidification en Grèce, Turquie et le nord de Chypre, ainsi que la Tunisie (Hays et al. 2014) (Figure 1), le tout étant fortement biaisé pour les femelles. Pour tous les autres pays il n'y a pas de chiffres publiés sur les ratios estimés de sexe (voir Groupe de travail sur la démographie 2015). Il est possible de déduire le ratio du sexe des descendants de la température du sable et de la durée d'incubation (p. ex. Godley et al. 2001; Katselidis et al. 2012), ce qui est relativement simple. La durée d'incubation a été enregistrée dans la plupart des pays (voir Groupe de travail Démographie 2015 et Casale & Margaritoulis 2010 pour plus de détails).

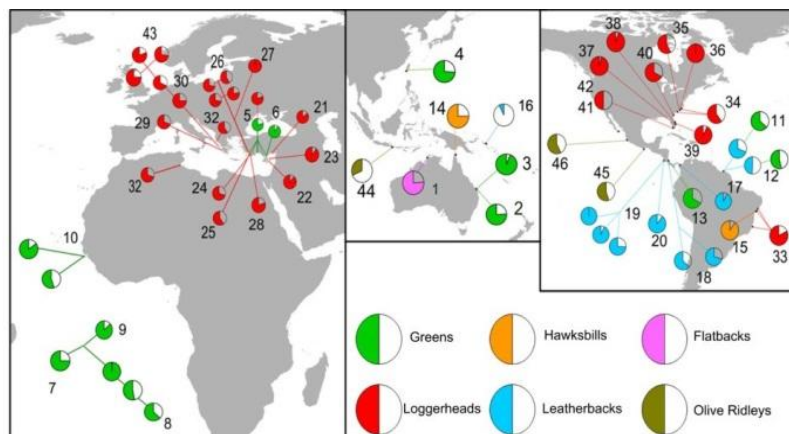


Figure 1 : Les sex- ratios des descendants à l'échelle mondiale, y compris la Méditerranée (extrait de Hays et al. 2014)

Le succès reproducteur des mâles et femelles adultes (aires de reproduction)

On en sait moins sur le succès reproducteur des mâles et des femelles. Pour les femelles, le succès de la reproduction doit être mesuré pour l'ensemble et pour les individus. Les mesures d'ensemble comprennent le nombre total d'émergence de femelles par rapport aux nidifications réussies. Ces informations sont généralement recueillies par des programmes de surveillance sur des plages en Grèce, Turquie et Chypre du Nord. En outre, le succès de la reproduction des femelles se reflète dans la fécondité (taux de natalité), c.-à-d. le nombre de petits qu'un individu produit dans une population. Bien que les informations sur la réussite d'émergence et de succès d'éclosion soient disponibles pour les programmes de surveillance sur les plages en Grèce, Turquie et Chypre du Nord, elles ne sont pas liées à des tortues individuelles dans ces programmes. Cela est dû aux problèmes des étiquettes qui tombent, les connaissances sur le succès de production de descendants dans et au fil des années par des individus ne sont pas connues, mais cela pourrait aider à indiquer l'aptitude des individus, ce qui pourrait être utilisé pour déduire l'état de santé général de la population.

En ce qui concerne les mâles, une seule étude sur la paternité multiple a été réalisée (Zbinden et al. 2007) sur Zakynthos, montrant des niveaux de paternité multiple plus élevés que prévu. Ainsi, certains mâles peuvent avoir plus de succès d'accouplement avec les femelles que d'autres mâles. Par conséquent, les données de référence sur les activités de reproduction et les réussites des mâles individuels doivent être répertoriées, pour s'assurer de leur santé génésique et comprendre comment cela se transforme en contribution aux couvées (c.-à-d. le nombre d'œufs représentés par chaque mâle).

La réussite de l'éclosion et de l'émergence (aires de reproduction)

Les réussites d'éclosion (c.a.d. le nombre d'œufs qui éclosent ; 60 à 80 %) et la réussite de l'émergence des petits (le nombre de petits qui réussissent à sortir du nid ; 60 à 70 %) ont été répertoriés pour les principaux pays de la nidification: la Grèce, la Turquie et Chypre, mais il faut plus d'informations des autres pays (pour plus de détails, voir Groupe de travail démographie 2015, et Casale & Margaritoulis 2010).

Le recrutement, la mortalité, la longévité de la reproduction (aires de reproduction)

Avec l'utilisation de techniques de marquage fiables (c.-à-d. l'utilisation de 2 ou plusieurs techniques complémentaires pour s'assurer que l'information sur les individus ne soit pas perdue ; voir l'indicateur 2), cette information devrait être disponible pour certaines populations nicheuses avec des programmes de marquage à long terme (voir par exemple, Dutton et al. 2005 and Stokes et al. 2014). À l'heure actuelle le recrutement est déduit par la plupart des programmes de marquage (c.-à-d. en Grèce, Turquie et Chypre) à partir de l'absence de cicatrices sur les nageoires ; toutefois, cette technique n'est pas fiable. Cependant, il est essentiel que les programmes existants et nouveaux puissent répertorier d'une façon continue les femelles individuelles, de sorte que ces paramètres puissent être évalués, ce qui contribuera à améliorer les prévisions de rétablissement de la population ou de son déclin.

Taux de croissance

Une étude des tortues caouannes juvéniles échantillonnées le long de la côte de l'Italie a montré que les taux de croissance varient entre les individus d'origine méditerranéenne et atlantique (Piovano et al. 2011). Casale et al. (2009, 2011) ont évalué les taux de croissance à l'aide de squelettochronologie et d'analyse de fréquences de longueur autour des eaux italiennes dans l'Adriatique. Des études sur les taux de croissance des juvéniles de différentes zones de la Méditerranée, toutefois, sont nécessaires, étant donné que ces taux varient selon le type d'alimentation. Par exemple, les catégories de taille des tortues adultes suivies en mer Adriatique et Ionienne, et le Golfe de Gabès ont montré que celles qui ont migré vers l'Adriatique étaient les plus grosses, tandis que celles de la mer Ionienne ont une taille intermédiaire et celles du golfe de Gabès étaient les plus petites (Schofield et al. 2013, documentation complémentaire) ; ainsi, l'emplacement des aires d'alimentation influence probablement les taux de croissance des juvéniles. Parce qu'il y a chevauchement important dans les sites d'alimentation utilisés par différentes populations, des analyses génétiques devraient être effectuées parallèlement à des études sur les taux de croissance. L'échantillonnage génétique est nécessaire pour distinguer l'origine, avec la squelettochronologie comme méthode conseillée pour évaluer les taux de croissance (Groupe de travail sur la démographie 2015) ; bien qu'à présent, cela ne peut se faire que sur des individus morts. Des études sur le taux de croissance et l'âge à la première maturité de tortues caouannes d'origine méditerranéenne sont nécessaires en mer Adriatique, en mer Egée, en mer de Libye, en mer Levantine, en mer Tyrrhénienne et en Mer des Baléares (Groupe de travail sur la démographie 2015).

Sex-ratios des juvéniles et des adultes (aires de croissance et d'alimentation)

Les estimations des ratios sexuels des juvéniles et des adultes dans les aires d'alimentation ont été réalisées par seulement un petit nombre d'études dans le bassin méditerranéen à l'aide de prises accessoires ou de captures-recaptures. Différents ratios sexuels des adultes peuvent être associés à différentes zones néritiques ; ainsi, les estimations devraient être faites au premier niveau d'abord, puis au niveau régional. Des ratios sexuels généralement équilibrés ont été répertoriés pour les adultes, représentant 40 à 60 % de distorsion pour les femelles, alors que 52-60 % de distorsion a été répertoriée pour les femelles (pour un aperçu voir Casale et al. 2014). Des études sur des adultes se sont limitées à ce jour à la Méditerranée centrale, l'Italie, la Grèce (la section nord-ouest du golfe d'Amvrakikos) et le sud-est de la mer Tyrrhénienne (Casale et al. 2005, 2014; Rees et al. 2013). Pour les juvéniles, des études ont été réalisées sur des sites dans le nord-ouest de la Méditerranée, au sud-ouest de l'Adriatique, au nord-est et sud-est de la mer Tyrrhénienne (Casale et al. 1998, 2006; Maffucci et al. 2013). Il faut remarquer que des études de suivi par satellite indiquent que les tortues caouannes qui se reproduisent sur Zakynthos (Grèce) se nourrissent le long de l'ensemble du

Péloponnèse continental, alors que la plupart des femelles migrent à 100 km au moins du site (jusqu'à 1000 km) (Schofield et al. 2013b) ; ainsi, le Péloponnèse pourrait exposer une forte distorsion de mâles en termes d'utilisation de l'habitat. En outre, au sein de l'aire de reproduction de Zakynthos, les mâles résidents occupaient des sites d'alimentation distincts contrairement aux femelles reproductrices (Schofield et al. 2013a), ce qui montre que des différences sexuelles spécifiques pourraient même se produire sur de très petites échelles.

Par conséquent, les valeurs existantes sur les ratios sexuels devraient être traitées avec prudence. Par exemple, les études de suivi par satellite des tortues de Zakynthos (Grèce) jusqu'au golfe d'Amvrakikos (Grèce) (Zbinden et al. 2011; Schofield et al. 2013b) ont montré que les mâles et les femelles s'alimentent dans toutes les régions du golfe, les femelles utilisant en particulier les régions sud et sud-ouest. Cependant, l'étude de Rees et al. (2013) a surtout mis l'accent sur une section du nord-ouest du golfe, et n'est donc pas nécessairement représentative du ratio mâles-femelles dans cette aire d'alimentation. Ainsi, des études approfondies sont nécessaires dans la plupart des régions de la Méditerranée, avec des précisions sur la zone échantillonnée par rapport à la région et la justification de sa représentativité.

Paramètres physiques (aires de reproduction et d'alimentation)

Les dimensions de la carapace (courbée [(CCA)] et Droite (SCL)] longueur et largeur [(CCW et SCW)]) ont tendance à être mesurées dans tous les programmes qui marquent les femelles sur les plages de ponte, ainsi que les études de capture-recapture et de prises accessoires de juvéniles et d'adultes dans l'environnement marin. Ces informations ont montré que les tortues caouannes qui nichent en Méditerranée sont les plus petites du monde, celles nichant sur Chypre étant les plus petites (Broderick et Godley, 1996 ; Margaritoulis et al. 2003). Cependant, la variation de la taille du corps au sein des populations a également été répertoriée, et pourrait être associée à l'utilisation du site d'alimentation (Zbinden et al. 2011; Schofield et al. 2013b; Patel et al. 2015). Pour les mesures morphométriques entre les différents sites de reproduction voir Casale & Margaritoulis (2010). En outre, les études de capture-recapture de tortues juvéniles et adultes ont montré que les tortues marines en Méditerranée atteignent la maturité à >70 cm de CCL, respectivement (Casale et al. 2005, 2013, Rees et al. 2013), avec une différenciation visuelle à <75-80 cm CCL (pour de petites tortues, d'autres techniques doivent être utilisées pour établir une distinction entre les mâles et les femelles). Cependant, White et al. (2013) ont constaté que dans la population de la baie Drini (Albanie), l'élongation de la queue commence à 60cm CCL. Dans le golfe d'Amvrakikos, qui accueille des tortues caouannes de groupes démographiques similaires qui proviennent également de colonies grecques, l'allongement de la queue a été estimé commencer de 64,6 à 69,8cm CCL (Rees et al. 2013), avec les femelles nicheuses de 70 cm CCL nichant régulièrement sur les plages en Grèce et Chypre (Margaritoulis et al. 2003).

Cependant, les mesures de la biomasse sont moins courantes, mais elles sont d'importance. En outre, la documentation de la fréquence des blessures à la carapace d'individus connus pourrait fournir un moyen important de déduire leur exposition aux collisions avec les bateaux. Les indices de l'état de graisse dans le corps sont rares (Heithaus et al. 2007). En outre, le sang et les échantillons de tissus sont collectés uniquement sous certaines conditions ; Ainsi, les informations sur la santé des individus restent rares. Cette information pourrait être utilisée pour l'analyse génétique afin de déterminer la population source des individus et les analyses des isotopes stables pour indiquer les zones générales d'alimentation utilisées par les individus.

Paramètres génétiques (aires de reproduction et d'alimentation)

Une grande quantité d'informations génétiques ont été recueillies sur les tortues de mer en Méditerranée ; toutefois, les informations spécifiques relatives aux aires d'alimentation et de reproduction sont nécessaires. Ces renseignements pourraient être utilisés pour distinguer l'origine du site de reproduction des stocks mixtes d'alimentation et de croissance.

À l'heure actuelle, les études génétiques indiquent l'existence de six populations distinctes de caouannes en Méditerranée : La Libye, Dalyan, Dalaman, la Calabre, l'ouest de la Grèce et de la Crète et le Levant (centre et l'est de la Turquie, Chypre, Israël et le Liban, et peut-être l'Égypte) (Carreras et al. 2014; Saied et al. 2012; Yilmaz et al. 2012; Clusa et al. 2013; Demography Working Group 2015). En revanche, les tortues nidifiant en Tunisie ne sont pas génétiquement distinctes (Chaieb et al. 2010). Aucune structuration génétique importante n'a été détectée pour les tortues vertes en Méditerranée jusqu'à présent ; toutefois, comme les analyses évoluent, des mises à jour peuvent survenir (Tikochinski et al. 2012).

Les analyses génétiques (p. ex. analyse mixtes des stocks et des microsatellites) ont montré l'origine des tortues répertoriées sur plusieurs sites d'alimentation en méditerranée (Maffucci et al. 2013; Giovannotti et al. 2010; Carreras et al. 2014; Yilmaz et al. 2012; Garofalo et al. 2013; Clusa et al. 2013). Lorsqu'on les combine avec les données de suivi de ces données renforcent le fait que les tortues de différentes populations se mêlent dans les mêmes aires (voir Schofield et al. 2013b pour un aperçu, et les détails dans l'indicateur 1).

Toutefois, à l'heure actuelle, il est difficile d'attribuer les individus d'origine inconnue aux populations distinctes en nidification à l'aide de marqueurs génétiques. Les études futures doivent s'appuyer sur cette question.

En outre, il est important d'établir la diversité génétique au sein des populations reproductrices, pour les mâles et les femelles, pour évaluer l'état de santé et les éventuels changements de statut. Il est généralement admis que les femelles et les mâles reviennent se reproduire au lieu de naissance (Bowen et al. 2004). Toutefois, les mâles se sont avérés fréquenter des sites multiples au cours de la période de reproduction (Schofield et al. 2013; Casale et al. 2013). En outre, les études génétiques indiquent des niveaux élevés de paternité multiple sur Zakynthos, ce qui pourrait être un mécanisme pour aider à améliorer la diversité génétique de la population (Lee et al., en soumission) ; Cependant, l'examen de ce phénomène sur différentes populations avec différents ratios de mâles et de femelles et de taux de rencontre (liée à la manière dont les populations sont rassemblées) est nécessaire.

Mortalité y compris les prises accessoires (aires de reproduction et d'alimentation)

Plusieurs pays en Méditerranée ont des réseaux d'échouage et des centres de secours (MEDASSET 2016). Il existe des lacunes au Moyen-Orient et en Afrique du Nord. Dans ce cadre, des échantillons génétiques, de sang et de tissus sont prélevés, ainsi que des informations sur la morphométrie, y compris squeletteochronologie, et la cause du traumatisme. Cependant, les échouages constituent une estimation minimale de mortalité car les carcasses se décomposent rapidement tout en dérivant dans les courants et les remous et finissent par couler (Epperly et al., 1996 ; Hart et al. 2006) ; par conséquent, beaucoup de tortues mortes n'atteignent probablement jamais le rivage. Les informations sur les prises accessoires, provenant de différentes régions de la Méditerranée ont été assimilées (pour plus de détails, voir Groupe de travail sur la démographie 2015). Casale (2011) estime qu'il y a plus de 132 000 captures accessoires par an en Méditerranée, dont plus de 44 000 sont censées être fatales; cependant, les informations au sujet de la mortalité post-libération sont limitées et nécessitent davantage de quantification (Álvarez de Quevedo et al. 2013). Il faut remarquer qu'au moins 50 % des flottes de pêche à petite échelle sont concentrées en mer Égée, le Golfe de Gabès, l'Adriatique, et l'est de la Mer Ionienne, qui représentent les quatre aires d'alimentation principales pour les tortues caouannes et vertes de la région (pour plus de détails, voir Groupe de travail sur la démographie 2015).

CONCLUSIONS

Conclusions (brève)

À l'heure actuelle, nos connaissances sur la démographie des tortues de mer est au mieux inégale pour chaque composant, certaines informations étant plus disponibles que d'autres. Pour comprendre la démographie des populations de tortues caouannes et vertes en Méditerranée, un plus grand effort doit

être fourni pour combler les lacunes. C'est à ce moment là seulement qu'on peut prévoir avec certitude la viabilité future des populations de tortues marines en Méditerranée.

Conclusions (étendues)

Messages clés

Cet aperçu général indique que, jusqu'à présent, nos connaissances sur la démographie des tortues marines sont inégales au mieux pour chaque composante et que des efforts doivent être faits pour combler les lacunes existantes afin de prédire avec certitude la viabilité future des populations de tortues marines en Méditerranée.

Lacunes dans les connaissances

- Les connaissances sur le rapport des sexes au sein des différentes composantes (habitats de reproduction, d'alimentation, d'hivernage, de croissance), les catégories d'âge et dans l'ensemble à l'intérieur et parmi les populations.
- Les connaissances sur le recrutement et la mortalité en diverses composantes de la population
- Les connaissances sur l'état de santé physique et génétique de ces groupes.
- Vulnérabilité/résilience de ces populations et sous-populations par rapport aux pressions physiques ;
- L'analyse des relations pression/impact pour les populations et sous-populations et définition de GES qualitative ;
- Identification des étendues (aires) de référence pour chaque site et des habitats qu'elles couvrent
- Contrôler et évaluer l'impact du changement climatique sur les sexe-ratios de la progéniture

Liste de références

- Almpanidou V, Costescu J, Schofield G, Türkozan O, Hays GC, Mazaris AD. 2016. Using climatic suitability thresholds to identify past, present and future population viability. *Ecological Indicators* 71: 551–556
- Álvarez de Quevedo I, Cardona L, De Haro A, Pubill E, Aguilar A. 2010. Sources of bycatch of loggerhead sea turtles in the western Mediterranean other than drifting longlines. *ICES Journal of Marine Science* 67: 677–685
- Bentivegna F, Ciampa M, Hochscheid S. 2011. The Presence of the green turtle, *Chelonia mydas*, in Italian coastal waters during the last two decades. *Marine Turtle Newsletter* 131: 41-46
- Bentivegna F. 2002. Intra-Mediterranean migrations of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) monitored by satellite telemetry. *Marine Biology*, 141, 795–800
- Bowen BW, Karl SA. 2007. Population genetics and phylogeography of sea turtles. *Mol. Ecol.* 16, 4886-4907
- Bowen BW et al. 2004. Natal homing in juvenile loggerhead turtles (*Caretta caretta*). *Molecular Ecology* 13, 3797–3808
- Broderick AC, Coyne MS, Fuller WJ, Glen F. & Godley BJ. 2007. Fidelity and overwintering of sea turtles. *Proceedings of the Royal Society, London B Biological Sciences*, 274, 1533–1538
- Broderick AC, Godley BJ. 1996. Population and nesting ecology of the green turtle (*Chelonia mydas*) and loggerhead turtle (*Caretta caretta*) in northern Cyprus. *Zoology in the Middle East* 13: 27–46
- Broderick AC, Godley BJ, Hays GC. 2001. Trophic status drives interannual variability in nesting numbers of marine turtles. *Proc. R. Soc. Lond. B* 268, 1481-1487

- Broderick AC, Glen F., Godley BJ, Hays G. 2002. Estimating the number of green and loggerhead turtles nesting annually in the Mediterranean, *Oryx* 36, 227-235.
- Broderick AC, Glen F, Godley BJ, Hays GC. 2003. Variation in reproductive output of marine turtles. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 288: 95-109
- Buckland ST, Anderson DR, Burnham KP & Laake JL. 1993. *Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*. London: Chapman and Hall. ISBN 0-412-42660-9
- Cardona L, Clusa M, Elena Eder E, Demetropoulos A, Margaritoulis D, Rees, AF, Hamza, AA, Khalil, M, Levy, Y, Türkozan, O, Marín, I, Aguilar, A. 2014. Distribution patterns and foraging ground productivity determine clutch size in Mediterranean loggerhead turtles *Marine Ecology Progress Series* 497: 229–241
- Cardona L, Revelles M, Carreras C, San Félix M, Gazo M, Aguilar A. 2005. Western Mediterranean immature loggerhead turtles: habitat use in spring and summer assessed through satellite tracking and aerial surveys. *Marine Biology* 147: 583-591
- Carreras C, Monzón-Argüello C, López-Jurado LF, Calabuig P, Bellido JJ, Castillo JJ, Sánchez P, Medina P, Tomás J, Gozalbes P, Fernández G, Marco A, Cardona L. 2014. Origin and dispersal routes of foreign green and Kemp's Ridley turtles in Spanish Atlantic and Mediterranean waters *Amphibia-Reptilia* 35: 73-86
- Carreras C, Pont S, Maffucci F, Pascual M, Barcelo A, Bentivegna F, Cardona L, Alegre F, SanFelix M, Fernandez G & Aguila, A. 2006. Genetic structuring of immature loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean Sea reflects water circulation patterns *Marine Biology*, 149, 1269–1279
- Casale P. 2011. Sea turtle by-catch in the Mediterranean *Fish Fish* 12, 299-316
- Casale, P. 2015. *Caretta caretta* (Mediterranean subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2015:e.T83644804A83646294
<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.20154.RLTS.T83644804A83646294.en>
- Casale P, Affronte M and Insacco G, Freggi D, Vallini C, d'Astore PP, Basso R, Paolillo G, Abbatte G & Argano R. 2010. Sea turtle strandings reveal high anthropogenic mortality in Italian waters *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 20, 611–620
- Casale P, Aprea A, Deflorio M, De Metrio G. 2012. Increased by-catch rates in the Gulf of Taranto, Italy, in 20 years: a clue about sea turtle population trends? *Chelonian Conservation and Biology* 11(2): 239-243
- Casale P, Broderick AC, Freggi D, Mencacci R, Fuller WJ, Godley BJ & Luschi P. 2012. Long-term residence of juvenile loggerhead turtles to foraging grounds: a potential conservation hotspot in the Mediterranean *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, DOI: 101002/aqc2222
- Casale P, Conte N, Freggi D, Cioni C, Argano R. 2011. Age and growth determination by skeletochronology in loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) from the Mediterranean Sea *Scientia Marina* 75(1): 197-203
- Casale P, Freggi D, Basso R, et al. 2005. Size at male maturity, sexing methods and adult sex ratio in loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from Italian waters investigated through tail measurements *Herpetolog J* 15: 145-148

- Casale P, Freggi D, Basso R, Vallini C, Argano R. 2007. A model of area fidelity, nomadism, and distribution patterns of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean Sea *Marine Biology*, 152, 1039–1049
- Casale P, Freggi D, Cinà A, Rocco M. 2013. Spatio-temporal distribution and migration of adult male loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean Sea: further evidence of the importance of neritic habitats off North Africa *Marine Biology* 160: 703-718
- Casale P, Freggi D, Maffucci F, Hochscheid S. 2014. Adult sex ratios of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in two Mediterranean foraging grounds *Scientia Marina* 78(2)
- Casale P, Gerosa G, Argano R, et al. 1998. Testosterone titers of immature loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) incidentally caught in the central Mediterranean: a preliminary sex ratio study *Chelonian Conserv Biol* 3: 90-93
- Casale P, Lazar B, Pont S, et al. 2006. Sex ratios of juvenile loggerhead sea turtles *Caretta caretta* in the Mediterranean Sea *Mar Ecol Prog Ser* 324: 281-285
- Casale P, Mariani, P. 2014. The first “lost year” of Mediterranean sea turtles: dispersal patterns indicate subregional management units for conservation *Marine Ecology Progress Series* 498: 263–274
- Casale P, Margaritoulis D (Eds). 2010. *Sea Turtles in the Mediterranean: Distribution, Threats and Conservation Priorities* IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Gland, Switzerland: IUCN, 294 pp <http://iucn-mtsg.org/publications/med-report/>
- Casale P, Pino d’Astore P, Argano R. 2009. Age at size and growth rates of early juvenile loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean based on length frequency analysis *Herpetological Journal* 19: 23-33
- Chaieb O, El Ouaer A, Maffucci F, Bradai MN, Bentivegna F, Said K, Chatti N. 2010. Genetic survey of loggerhead turtle *Caretta caretta* nesting population in Tunisia *Marine Biodiversity Records* 3, e20
- Chaieb O, El Ouaer A, Maffucci F, Karaa S, Bradai MN, ElHili H, Bentivegna F, Said K & Chatti N. In press. Population structure and dispersal patterns of loggerhead sea turtles *Caretta caretta* in Tunisian coastal waters, *Central Mediterranean Endangered Species Research*,
- Clusa M, Carreras C, Pascual M, Demetropoulos A, Margaritoulis D, Rees AF, Hamza AA, Khalil M, Aureggi M, Levy Y, Türkozan O, Marco, A, Aguilar A, Cardona L. 2013. Mitochondrial DNA reveals Pleistocenic colonisation of the Mediterranean by loggerhead turtles (*Caretta caretta*) *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 439: 15–24
- Clusa M, Carreras C, Pascual M, Gaughran FJ, Piovano S, Giacomina C, Fernández G, Levy Y, Tomás J, Raga JA, Maffucci F, Hochscheid S, Aguilar A, Cardona L. 2014. Fine-scale distribution of juvenile Atlantic and Mediterranean loggerhead turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean Sea *Marine Biology* 161: 509–519
- Coll M, Piroddi C, Steenbeek J et al. 2011. The biodiversity of the Mediterranean Sea: estimates, patterns, and threats *PLoS ONE*, 5, e11842
- Crick HQP. 2004 The impact of climate change on birds *Ibis* 146: 48–56
- Demography Working Group of the Conference. 2015. Demography of marine turtles nesting in the Mediterranean Sea: a gap analysis and research priorities - 5th Mediterranean Conference on

- Marine Turtles, Dalaman, Turkey, 19-23 April 2015 Document T-PVS/Inf(2015)15E Presented at the Convention on the conservation of European wildlife and natural habitats - 35th meeting of the Standing Committee - Strasbourg, 1 - 4 December 2015 (2015)
- Dulvy NK, Sadovy Y, Reynolds JD. 2003. Extinction vulnerability in marine populations Fish and Fisheries 4: 25–64
- Dutton DL, Dutton PH, Chaloupka M, Boulon RH. 2005. Increase of a Caribbean leatherback turtle *Dermochelys coriacea* nesting population linked to long-term nest protection Biological Conservation 126, 186-194
- Echwikhi K, Jribi I, Bradai MN & Bouain A . 2010. Gillnet fishery-loggerhead turtle interactions in the Gulf of Gabes, Tunisia Herpetological Journal, 20, 25–30
- Encalada SE, Bjorndal KA, Bolten AB, Zurita JC, Schroeder B, Possardt E, Sears CJ, Bowne BW. 1998. Population structure of loggerhead turtle (*Caretta caretta*) nesting colonies in the Atlantic and Mediterranean as inferred from mitochondrial DNA control region sequences Marine Biology 130: 567-575
- Epperly SP, Braun J, Chester AJ, Cross FA, Merriner JV, Tester PA, Churchill JH. 1996. Beach strandings as an indicator of at-sea mortality of sea turtles Bulletin of Marine Science 59: 289-297
- Fortuna CM, Holcer D, Mackelworth P (eds.) 2015. Conservation of cetaceans and sea turtles in the Adriatic Sea: status of species and potential conservation measures. 135 pages. Report produced under WP7 of the NETCET project, IPA Adriatic Cross-border Cooperation Programme.
- Fuentes MMPB, Limpus CJ, Hamann M. 2011. Vulnerability of sea turtle nesting grounds to climate change 17, 140–153
- Garofalo L, Mastrogiacomo A, Casale P et al. 2013. Genetic characterization of central Mediterranean stocks of the loggerhead turtle (*Caretta caretta*) using mitochondrial and nuclear markers, and conservation implications Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 23: 868-884
- Giovannotti M, Franzellitti S, Ceriosi PN, Fabbri E, Guccione S, Vallini C, Tinti F, Caputo V. 2010. Genetic characterization of loggerhead turtle (*Caretta caretta*) individuals stranded and caught as bycatch from the North-Central Adriatic Sea Amphibia-Reptilia 31: 127 – 133
- Girondot M, Delmas V, Rivalan P, Courchamp F, Prevot-Julliard A-C, Godfrey MH. 2004. Implications of temperature dependent sex determination for population dynamics Pages 148–155 in N Valenzuela and V Lance, editors Temperature-dependent sex determination in vertebrates Smithsonian, Washington, DC, USA
- Godley BJ, Broderick AC, Mrvosovsky N. 2001. Estimating hatchling sex ratios of loggerhead turtles in Cyprus from incubation durations Marine Ecology Progress Series 210: 195-201
- Gómez de Segura A, Tomás, J, Pedraza, SN, Crespo, EA, Raga, JA. 2003. Preliminary patterns of distribution and abundance of loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, around Columbretes Island Marine Reserve, Spanish Mediterranean Marine Biology 143: 817-823
- Gómez de Segura A, Tomás, J, Pedraza, SN, Crespo, EA, Raga, JA. 2006. Abundance and distribution of the endangered loggerhead turtle in Spanish Mediterranean waters and the conservation implications Animal Conservation 9: 199-206
- Groombridge B. 1990. Marine turtles in the Mediterranean: distribution, population status, conservation A report to the Council of Europe, Environment and Management Division Nature

and Environment Series, Number 48 Strasbourg 1990

Halpin PN, Read AJ, Fujioka E, et al. 2009. OBIS-SEAMAP The World Data Center for Marine Mammal, Sea Bird, and Sea Turtle Distributions *Oceanography* 22, 104-115

Hamann M, Godfrey MH, Seminoff JA, et al. 2010 Global research priorities for sea turtles: informing management and conservation in the 21st century *Endang Species Res* 1:245–269

Hart KM, Mooreside, P, Crowder, LB. 2006. Interpreting the spatio-temporal patterns of sea turtle strandings: Going with the flow *Biological Conservation* 129: 283–290

Hays GC, Broderick AC, Glen F, Godley BJ, Houghton JDR, Metcalfe JD. 2002. Water temperature and interesting intervals for loggerhead (*Caretta caretta*) and green (*Chelonia mydas*) sea turtles *Journal of Thermal Biology* 27: 429–432

Hays GC, Mazaris AD, Schofield G. 2014. Different male versus female breeding periodicity helps mitigate offspring sex ratio skews in sea turtles *Frontiers in Marine Science* 1, 43

Heithaus MR, Frid A, Wirsin AJ, Dill LM, Fourqurean JW, Burkholder D, Thomson J, Bejder L. 2007. State-dependent risk-taking by green sea turtles mediates top-down effects of tiger shark intimidation in a marine ecosystem *Journal of Animal Ecology* 76, 837-844

Hochscheid S, Bentivegna F, Bradai MN, Hays GC. 2007. Overwintering behaviour in sea turtles: dormancy is optional *Marine Ecology Progress Series* 340: 287-298

Hochscheid S, Bentivegna F, Hamza A, Hays GC. 2007. When surfacers do not dive: multiple significance of extended surface times in marine turtles *The Journal of Experimental Biology*, 213, 1328–1337

Houghton JDR, Woolmer A & Hays GC. 2000. Sea turtle diving and foraging behaviour around the Greek island of Kefalonia *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 80, 761–762

Kasperek M, Godley BJ & Broderick AC. 2001. Nesting of the Green Turtle, *Chelonia mydas*, in the Mediterranean: a turtle nesting at Akyatan beach Turkey, 1994-1997 *Zoology in the Middle East*, 24, 45–74

Katselidis KA, Schofield G, Dimopoulos P, Stamou GN, Pantis JD. 2012. Females First? Past, present and future variability in offspring sex-ratio at a temperate sea turtle breeding area *Animal Conservation* 15(5) 508-518

Katselidis KA, Schofield G, Dimopoulos P, Stamou GN, Pantis JD. 2013. Evidence based management to regulate the impact of tourism at a key sea turtle rookery *Oryx* 47:584-594

Katselidis KA, Schofield G, Dimopoulos P, Stamou GN, Pantis JD. 2014. Employing sea-level rise scenarios to strategically select sea turtle nesting habitat important for long-term management *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 450, 47–54

Kot CY, DiMatteo A, Fujioka E, Wallace B, Hutchinson B, Cleary J, Halpin P, Mast R. 2013. The State of the World's Sea Turtles Online Database

Laurent L, Casale P, Bradai MN, et al. 1998. Molecular resolution of marine turtle stock composition in fishery bycatch: a case study in the Mediterranean *Molecular Ecology* 7, 1529-1542

Lauriano G, Panigada S, Casale P, Pierantonio N, Donovan GP. 2011. Aerial survey abundance estimates of the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* in the Pelagos Sanctuary, northwestern

Mediterranean Sea Marine Ecology Progress Series 437: 291– 302

- Lazar B, Casale P, Tvrtkovic N, Kozul V, Tutman P, Glavic N. 2004a. The presence of the green sea turtle, *Chelonia mydas*, in the Adriatic Sea *Herpetological Journal* 14: 143-147
- Lazar B, Casale P, Tvrtkovic N, Kozul V, Tutman P, Glavic N. 2004b. The presence of the green sea turtle, *Chelonia mydas*, in the Adriatic Sea *Herpetological Journal*, 14, 143–147
- Lazar B, Margaritoulis D & Tvrtkovic N. 2004a. Tag recoveries of the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* in the eastern Adriatic Sea: implications for conservation *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 84, 475–480
- Lee PLM, Schofield G, Haughey RI, Mazaris AD, Hays GC. In submission. Sex in the city revisited: movement impacts on packing density and female promiscuity
- Limpus CJ. 1993. The green turtle, *Chelonia mydas*, in Queensland: breeding males in the southern Great Barrier Reef *Wildlife Research* 20(4) 513 - 523
- Limpus CJ. 2005. Research Publication Great Barrier Reef Marine Park Authority
- Luschi P, Casale P. 2014. Movement patterns of marine turtles in the Mediterranean Sea: a review *Italian Journal of Zoology* 81: 478-495
- Maffucci F, D'Angelo I, Hochscheid S, et al. 2013. Sex ratio of juvenile loggerhead turtles in the Mediterranean Sea: Is it really 1:1? *Mar Biol* 160: 1097-1107
- Margaritoulis D, Argano R, Baran I et al. 2003. Loggerhead turtles in the Mediterranean Sea In: Bolten AB, Witherington BE (eds) *Loggerhead sea turtles* Smithsonian Books, Washington p 175–198
- Margaritoulis D, Teneketzis K. 2003. Identification of a developmental habitat of the green turtle in Lakonikos Bay, Greece. In *First Mediterranean Conference on Marine Turtles* (Margaritoulis D & Demetropoulos A eds) Barcelona Convention - Bern Convention - Bonn Convention (CMS), Rome, pp 170-175
- Mazaris AD, Almpandou V, Wallace B, Schofield G. 2014. A global gap analysis of sea turtle protection coverage 2014 *Biological Conservation* 173, 17–23
- Mazaris AD, Matsions G, Pantis JD. 2009. Evaluating the impacts of coastal squeeze on sea turtle nesting *Ocean & Coastal Management* 52 (2009) 139–145
- MEDASSET. 2016. Map of Sea Turtle Rescue & First Aid Centres in the Mediterranean (Sea Turtle Rescue Map) www.medasset.org/our-projects/sea-turtle-rescue-map
- Milieu Ltd Consortium. 2014. Article 12 Technical Assessment of the MSFD 2012 obligations 7 February 2014 Finalversion
http://europeaeu/environment/marine/eu-coast-and-marine-policy/implementation/pdf/national_reportszip
- Mitchell NJ, Allendorf FW, Keall SN, Daugherty CH, Nelson NJ. 2010. Demographic effects of temperature-dependent sex determination: will tuatara survive global warming? *Glob Change Biol* 16, 60–72
- Nada MA, Boura L, Grimanis K, Schofield G, El-Alwany MA, Noor N, Ommeran MM, Rabia B. 2013. Egypt's Bardawil Lake: safe haven or deadly trap for sea turtles in the Mediterranean? A report by MEDASSET, Suez Canal University and Nature Conservation Egypt 79pp

- Patel SH. 2013. Movements, Behaviors and Threats to Loggerhead Turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean Sea PhD thesis Drexel University USA
- Pfaller JB, Bjørndal KA, Chaloupka M, Williams KL, Frick MG, Bolten AB. 2013. Accounting for Imperfect Detection Is Critical for Inferring Marine Turtle Nesting Population Trends PLoS One, 8 4: e623261-e623265 doi:10.1371/journal.pone.0062322
- Piovano S, Clusa M, Carreras C et al. 2011. Different growth rates between loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) of Mediterranean and Atlantic origin in the Mediterranean Sea Mar Biol 158: 2577
- Poloczanska ES, Limpus CJ, Hays GC. 2009. Chapter 2 Vulnerability of Marine Turtles to Climate Change Advances in Marine Biology 56, 151–211
- Rees AF, Jony M, Margaritoulis D, Godley BJ. 2008. Satellite tracking of a green turtle, *Chelonia mydas*, from Syria further highlights the importance of North Africa for Mediterranean turtles Zoology in the Middle East, 45, 49–54
- Rees AF & Margaritoulis D. 2008. Comparison of behaviour of three loggerhead turtles tracked by satellite in and from Amvrakikos Bay, NW Greece 25th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation, Savannah, Georgia, USA pp 84
- Rees AF, Margaritoulis D, Newman R, Riggall TE, Tsaros P, Zbinden JA, Godley BJ. 2013. Ecology of loggerhead marine turtles *Caretta caretta* in a neritic foraging habitat: movements, sex ratios and growth rates Marine Biology 160, 519–529
- Saba VS, Stock CA, Spotila JR, Paladino FP, Santidrián-Tomillo P. 2012. Projected response of an endangered marine turtle population to climate change *Nature Climate Change*, 2, 814-820
- Saied A, Maffucci, F Hochscheid S, Dryag S, Swayeb B, Borra M, Ouerghi A, Procaccini G, Bentivegna F. 2012. Loggerhead turtles nesting in Libya: an important management unit for the Mediterranean stock Marine Ecology Progress Series, 450, 207–218
- Schofield G, Bishop CM, Katselidis KA, Dimopoulos P, Pantis JD, Hays GC. 2009. Microhabitat selection by sea turtles in a dynamic thermal environment Journal of Animal Ecology 78(1):14-22
- Schofield G, Dimadi A, Fossette S, Katselidis KA, Koutsoubas D, et al. 2013b. Satellite tracking large numbers of individuals to infer population level dispersal and core areas for the protection of an endangered species Diversity and Distributions doi: 10.1111/ddi.12077
- Schofield G, Hobson VJ, Fossette S, Lilley MKS, Katselidis KA, Hays GC. 2010b. Fidelity to foraging sites, consistency of migration routes and habitat modulation of home range by sea turtles Diversity & Distributions, 16(5), 840–853
- Schofield G, Hobson VJ, Lilley MKS, Katselidis KA, Bishop CM, Brown P, Hays GC. 2010a. Inter-annual variability in the home range of breeding turtles: implications for current and future conservation management Biological Conservation 143:722-730
- Schofield G, Lilley MKS, Bishop CM, Brown P, Katselidis KA, Dimopoulos P, Pantis JD, Hays GC. 2009. Conservation hotspots: intense space use by breeding male and female loggerheads at the Mediterranean's largest rookery Endangered Species Research 10:191-202
- Schofield G, Scott R, Dimadi A, Fossette S, Katselidis KA, Koutsoubas D, et al. 2013a Evidence based marine protected area planning for a highly mobile endangered marine vertebrate Biological Conservation, 161, 101-109

- Scott R, March R, Hays GC. 2011. Life in the really slow lane: loggerhead sea turtles mature late relative to other reptiles *Functional Ecology* 26, 227–235
- Snape RTE, Broderick AC, Cicek B, Fuller WJ, Glen F, Stokes K, Godley BJ. 2016. Shelf life: Neritic habitat use of a loggerhead turtle population highly threatened by fisheries *Diversity and Distributions* DOI: 101111/ddi12440
- Snape RTE, Schofield G, White M. In submission. Adult and juvenile loggerhead turtles use similar foraging habitats in the Central Mediterranean Sea
- Sprogis KR, Pollock KH, Raudino HC, Allen SJ, Kopps AM, Manlik O, Tyne JA, Beider L. 2016. Sex-specific patterns in abundance, temporary emigration and survival of Indo-Pacific bottlenose dolphins (*Tursiops aduncus*) in coastal and estuarine waters *Frontiers in Marine Science* 3,12
- Stokes KL, Broderick AC, Canbolat AF, Candan O, Fuller WJ, Glen F, Godley BJ. 2015. Migratory corridors and foraging hotspots: critical habitats identified for Mediterranean green turtles. *Diversity and Distributions*
- Stokes KL, Fuller WJ, Godley BJ, Hodgson DJ, Rhodes KA, Snape RTE, Broderick AC. 2014. Detecting green shoots of recovery: the importance of long-term individual-based monitoring of marine turtles *Animal Conservation* 17, 593–602
- SWOT, 2006a, 2006b, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012 State of the World's Sea Turtles Reports vol I-VII Available from: <http://seaturtlestatus.org/>
- Tucker. 2010. Nest site fidelity and clutch frequency of loggerhead turtles are better elucidated by satellite telemetry than by nocturnal tagging efforts: implications for stock estimation *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 383: 48–55
- UNEP(DEPI)/MED. 2011. Satellite Tracking of Marine Turtles in the Mediterranean Current Knowledge and Conservation Implications UNEP(DEPI)/MED WG359/inf8 Rev1
- Vallini C, Mencacci R, Lambardi P, et al. 2006. Satellite tracking of three adult loggerhead turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean sea *Twenty Sixth Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation International Sea Turtle Society: Athens, Greece*; 115
- Wallace, BP, DiMatteo AD, Hurley BJ, et al. 2010. Regional management units for marine turtles: a novel framework for prioritizing conservation and research across multiple scales *PLoS One* 5, e15465
- Wallace BP, DiMatteo AD, Bolten AB et al. 2011. Global conservation priorities for marine turtles *PLoS One* 6, e24510
- White M, Boura L, Venizelos L. 2011. Monitoring an Important Sea Turtle Foraging Ground in Drini Bay, Albania *Marine Turtle Newsletter* 131
- White M, Boura L, Venizelos L. 2013. Population structure for sea turtles at Drini Bay: an important nearshore foraging and developmental habitat in Albania *Chelonian Conserv Biol* 12:283–292
- Whiting, AU, Chaloupka M, Limpus CJ. 2013. Comparing sampling effort and errors in abundance estimates between short and protracted nesting seasons for sea turtles *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 449 165-170 doi:101016/jjembe201309016
- Whiting, AU, Chaloupka M, Pilcher N, Basintal P, Limpus CJ. 2014. Comparison and review of models describing sea turtle nesting abundance *Marine Ecology Progress Series*, 508 233-246 doi:103354/meps10832

- Witt MJ, Hawkes LA, Godfrey MH, Godley BJ, Broderick AC. 2010. Predicting the impacts of climate change on a globally distributed species: the case of the loggerhead turtle. *The Journal of Experimental Biology* 213, 901-911
- Yilmaz C, Turkozan O, Bardakic E, White M, Kararaj E. 2012. Loggerhead turtles (*Caretta caretta*) foraging at Drini Bay in Northern Albania: Genetic characterisation reveals new haplotypes *Acta Herpetologica* 7: 155-162
- Zbinden JA, Aebischer AA, Margaritoulis D, Arlettaz R. 2007. Insights into the management of sea turtle interesting area through satellite telemetry *Biol Cons* 137: 157-162
- Zbinden, JA, Aebischer, A, Margaritoulis, D & Arlettaz, R. 2008. Important areas at sea for adult loggerhead sea turtles in the Mediterranean Sea: satellite tracking corroborates findings from potentially biased sources *Marine Biology*, 153, 899–906
- Zbinden JA, Bearhop S, Bradshaw P, Gill B, Margaritoulis D, Newton J & Godley BJ. 2011. Migratory dichotomy and associated phenotypic variation in marine turtles revealed by satellite tracking and stable isotope analysis *Marine Ecology Progress Series*, 421, 291–302
- Zbinden J A, Largiadèr CR, Leippert F, Margaritoulis D, Arlettaz R. 2007. High frequency of multiple paternity in the largest rookery of Mediterranean loggerhead sea turtles *Molecular Ecology* 16:3703-3711

Objectif Ecologique 1 (OE1): Biodiversité

Note: Les cartes et les illustrations sont provisoires

OE1: Indicateur commun 5: Caractéristiques démographiques de la population (par ex. structure de la taille ou de la classe d'âge, sex-ratio, taux de fécondité, taux de survie/mortalité concernant les reptiles marins)

GENERAL

Rapporteur: CAR/ASP

Échelle géographique de l'évaluation: Régional: Méditerranée

Pays contributeurs

Thème central 2- Biodiversité et Ecosystèmes

Objectif Ecologique OE1: La diversité biologique est maintenue ou améliorée. La qualité et l'occurrence des habitats côtiers et marins et la répartition et l'abondance des espèces côtières et marines sont conformes aux conditions physiographiques, hydrographiques, géographiques et climatiques en vigueur.

Indicateur Commun de l'IMAP Indicateur commun 5(IC5): Caractéristiques démographiques de la population (par ex. structure de la taille ou de la classe d'âge, sex-ratio, taux de fécondité, taux de survie/mortalité concernant les reptiles marins)

Code de la Fiche d'évaluation de l'indicateur OE1 IC5

Justification/ Méthodes

Contexte (bref)

Cette évaluation présente un bref aperçu des paramètres démographiques utilisés pour surveiller la tortue caouanne et la tortue verte dans les sites de reproduction, d'alimentation et d'hivernage en Méditerranée, en fonction des données publiées, afin de déterminer quelles lacunes en matière de connaissances doivent être remplies pour réaliser l'objectif de cet indicateur. L'information démographique aide à identifier la (les) phase (s) du cycle de vie qui affecte la croissance de la population la plus étendue et peut être appliquée à (1) quantifier l'efficacité des mesures de conservation ou l'étendue de l'exploitation (par exemple, la gestion des pêches), (2) Comprendre l'évolution des traits de l'histoire de vie et (3) indiquer une condition physique par rapport au milieu environnant. Pour les populations de tortues marines, certaines mesures de la démographie sont bien documentées, telles que le nombre de nids et /ou des femelles (voir l'indicateur 2), d'où les tendances de la population sont actuellement appliquées pour déduire la croissance de la population (ou la récupération) et, par conséquent, le statut de la menace. Pourtant, sans informations sur le nombre de jeunes recruteurs dans la population (par exemple, Dutton et al. 2005, Stokes et al., 2014), ou des

estimations fiables des taux de mortalité des juvéniles et des adultes, il est très difficile de prévoir les tendances futures.

Contexte (étendu)

Contexte et justification

La planification de la conservation efficace nécessite des données fiables sur la dynamique des populations de la faune ou de la démographie (p. ex. taille et croissance de la population, les taux de mortalité et de recrutement, le succès de reproduction et la longévité) pour guider efficacement la gestion (Dulvy et al. 2003; Crick 2004). However, it is not possible to obtain such data for many species, especially in the marine environment, limiting our ability to infer and mitigate actual risks through targeted management. Pourtant, les informations démographiques contribuent à déterminer le(s) stade(s) du cycle biologique qui affectent le plus la croissance de la population, et peuvent être appliquées pour (1) quantifier l'efficacité des mesures de conservation ou de l'étendue de l'exploitation (p. ex. la gestion des pêches), (2) comprendre l'évolution des caractéristiques du cycle biologique et (3) indiquer l'aptitude à l'environnement autour.

Pour les populations de tortues marines, certaines mesures de démographie sont bien documentées, comme les nombres de nids et/ou de femelles (voir l'indicateur 2), à partir desquelles les tendances de la population sont actuellement appliquées pour en déduire la croissance de la population (ou le rétablissement) et, par conséquent, l'état de la menace. Pourtant, sans informations sur le nombre de juvéniles recrutant dans la population (p. ex. Dutton et al. 2005; Stokes et al. 2014), ou d'estimations fiables des taux de mortalité des juvéniles et des adultes, il est très difficile de prévoir les tendances futures. Par exemple, les facteurs qui influent sur la dynamique des populations de tortues marines dans les décennies à venir ne seront pas déduits du décompte pour les 30 à 50 ans à venir (Scott et al. 2011), car ceci est le temps de génération de ce groupe et le décompte des nids ne peut prédire combien de juvéniles seront recrutés dans les populations jusqu'à ce qu'ils commencent leur propre nidification.

Un autre paramètre qui est bien établi est le taux de réussite dans des petits des nids, ainsi que des ratios à l'éclosion des petits. Dans le monde, fortement de femelles progéniture des ratios ont été prédites (Witt et al. 2010; Hays et al. 2014). Cette distorsion pour les femelles est élevée parce que les tortues marines présentent une détermination du sexe en fonction de la température, que le réchauffement climatique entraîne une production féminine fortement tendancielle (Poloczanska et al., 2009; Saba et al., 2012; Katselidis et al. 2012). Ainsi, il est essentiel de déterminer la manière dont la progéniture se transforme en sex-ratio le ratio des adultes, afin de déterminer le nombre minimal d'hommes nécessaire pour maintenir une population génétiquement viable et en bonne santé, qui ne sont pas nécessairement les mêmes. Parce que les mâles ont tendance à se reproduire plus fréquemment que les femelles (c.-à-d. tous les 1-2 ans contre 2 ans ou plus pour les femelles, Casale et al. 2013; Hays et al. 2014), moins de mâles seraient nécessaires dans la population pour s'accoupler avec toutes les femelles. Cependant, des distorsions dans les ratios de sexe peuvent induire des effets génétiques délétères au sein des populations avec une diminution de la taille effective de la population et l'augmentation des chances de consanguinité et de la dérive génétique aléatoire (Bowen et Karl 2007 ; Girondot et al. 2004; Mitchell et al. 2010). Cependant, la plupart des populations de tortues marines présentent une grande paternité multiple (c.-à-d. les œufs des femelles sont engendrés par plusieurs mâles ; se reporter à Lee et al. en soumission). Ce comportement est considéré comme une stratégie visant à améliorer la diversité génétique ; ainsi, si le nombre de mâle diminue encore, cela pourrait avoir des conséquences néfastes sur la population (Girondot et al. 2004) En outre, les différences de survie entre les sexes peut se produire dans différentes catégories d'âge (Sprogis et al. 2016) ; ainsi, il est indispensable de quantifier les ratios des sexes et la mortalité spécifique au sexe dans les différentes catégories d'âge et de taille. Les échouages fournissent une source utile d'informations sur les causes de mortalité, mais ne reflètent pas nécessairement le nombre réel d'animaux qui meurent (Epperly et al. 1996; Hart et al. 2006). Les données de prises accessoires ont également été utilisées pour estimer les taux de mortalité (pour un aperçu voir, Casale 2011), qui

devrait être autour de 44000 tortues /an en Méditerranée. Cependant, ces valeurs doivent être confirmées.

Par conséquent, ces lacunes entravent notre capacité à générer des modèles démographiques représentatifs pour fournir des évaluations précises de l'état de conservation de la caouanne et de la tortue verte en Méditerranée. Pourtant, de telles informations sont essentielles pour mettre en œuvre les mesures les plus appropriées à la conservation des tortues marines.

Les pressions et les facteurs clés

Les zones de nidification et d'alimentation des tortues marines sont vulnérables aux pressions anthropiques en Méditerranée, y compris une augmentation de l'exploitation des ressources (notamment la pêche), l'exploitation et la dégradation des habitats (y compris l'aménagement du littoral), la pollution et le changement climatique (PNUE/PAM/PLAN BLEU, 2009 ; Mazaris et al. 2009, 2014; Witt et al. 2011; Katselidis et al. 2012, 2013, 2014). Ces questions pourraient réduire la résistance de ce groupe d'espèces, avec un impact négatif sur la capacité des populations à se remettre (p. ex. Mazaris et al. 2009, 2014; Witt et al. 2011; Katselidis et al. 2012, 2013, 2014). Le risque d'extinction est particulièrement élevé en Méditerranée, car les populations de la caouanne et de la tortue verte dans ce bassin sont distinctes sur le plan démographique d'autres populations mondiales (Laurent et al., 1998 ; Encalada et al., 1998), et risquent de ne pas se reconstituer.

Les principales menaces à la survie de la caouanne et de la tortue verte en Méditerranée ont été identifiées comme étant les prises accidentelles dans les engins de pêche, les collisions avec les bateaux, et la mise à mort intentionnelle (Margaritoulis et 2010). Casale (2011) estime qu'il y a plus de 132 000 captures accessoires par an en Méditerranée, dont plus de 44 000 sont censées être fatales, même si très peu d'informations existent au sujet de la mortalité post-libération (Álvarez de Quevedo et al. 2013). Wallace et al. (2010, 2011), ont regroupé toutes les espèces de tortues marines dans le monde en unités de gestion régionales (RMU), qui sont des segments de population géographiquement distincts, afin de déterminer l'état de la population et le niveau de la menace. Ces unités de la population régionale sont utilisées pour assimiler des informations biogéographiques (c.-à-d. la génétique, la distribution, la circulation, la démographie) de sites de nidification des tortues de mer, fournissant une base spatiale pour l'évaluation des problèmes de gestion. Un total de 58 RMU a été initialement défini pour les sept espèces de tortues marines. La Méditerranée contient 2 RMU pour les tortues caouannes et 1 RMU pour les tortues vertes. Ces analyses ont montré que la Méditerranée a la moyenne la plus élevée de menaces par rapport à tous les bassins océaniques, en particulier pour les prises accessoires de tortues marines (Wallace et al. 2011). Cependant, comparativement à l'ensemble des RMU à l'échelle mondiale, la Méditerranée a la cote de risque moyenne la plus basse (Wallace et al. 2011).

Parmi d'autres menaces principales qui pèsent sur les tortues marines en Méditerranée on peut citer la destruction des habitats de nidification par le tourisme et l'agriculture, l'érosion des plages et la pollution, l'exploitation directe, la prédation des nids et le changement climatique (Margaritoulis & 2010 ; Mazaris et al. 2014; Katselidis et al. 2012, 2013, 2014). Coll et al. (2011) ont également identifié des domaines d'interaction importants entre la biodiversité et les menaces qui pèsent sur la faune marine en Méditerranée. Dans cette analyse, les auteurs ont défini des zones à risque élevé pour les deux espèces, avec des domaines s'étendant le long de la plupart des côtes, à l'exception de la côte sud de l'Est (de la Tunisie à la Turquie).

Contexte politique et objectifs

Tout comme l'approche écosystémique, l'UE a adopté la Directive Cadre de la Stratégie pour le Milieu Marin de l'Union européenne (DCSMM) le 17 juin 2008, qui comprend les définitions du bon état écologique (BEE), les descripteurs, les critères, les indicateurs et les cibles. Dans la région méditerranéenne, la DCSMM s'applique aux états membres de l'UE. L'objectif de la DCSMM consiste à protéger plus efficacement l'environnement marin dans toute l'Europe. Afin d'atteindre le BEE d'ici 2020, chaque État Membre de l'Union est appelé à élaborer une stratégie pour ses eaux maritimes

(Stratégie Marine). En outre, parce que la directive suit une approche de gestion adaptative, les stratégies marines doivent être maintenues à jour et révisées tous les 6 ans.

Le DCSMM comprend le Descripteur 1 Biodiversité : "La qualité et l'apparition des habitats et la répartition et l'abondance des espèces sont conformes aux conditions physiographiques, géographiques et climatiques." L'évaluation est nécessaire à plusieurs niveaux écologiques : des écosystèmes, des habitats et des espèces. Parmi les espèces choisies on peut citer les tortues et dans ce cadre, chaque État membre qui se trouve dans une aire de répartition de la tortue marine, a présenté des critères, des indicateurs, des objectifs BEE et un programme pour les surveiller.

Le DCSMM sera en complément, et fournira le cadre d'ensemble global pour un certain nombre d'autres Directives-clés et de la législation au niveau européen. Il appelle également à la coopération régionale, qui signifie "la coopération et la coordination des activités entre les États membres et, autant que possible, les pays tiers partageant la même région ou la sous-région, dans le cadre de l'élaboration et la mise en œuvre de stratégies marines" [...] "facilitant ainsi la réalisation du bon état écologique dans la région ou la sous-région concernée".. La décision de la Commission 2010/477/UE énonce les critères du DCSMM et les normes méthodologiques et le descripteur 1 comprend les critères "1.1.répartition des espèces" et "aire de répartition (indicateurs 1.1.1)", "modèle de répartition à l'intérieur de celle-ci, s'il y a lieu (1.1.2)" et "zone couverte par l'espèce (pour les espèces benthiques/sessiles) (1.1.3)". À l'échelle d'un pays, la Grèce, l'Italie et l'Espagne ont sélectionné des cibles pour les tortues marines, Chypre et la Slovénie mentionner les tortues dans leur évaluation initiale, mais ne pas fixer des objectifs (Milieu Ltd Consortium. 2014 ; PNUE/PAM 2016). L'Italie a un objectif DCSMM pour réduire la pression de la pêche par la diminution de mortalité accidentelle en réglementation les pratiques de pêche, ainsi que la réduction des prises accessoires dans les zones où les tortues caouannes se rassemblent et la délimitation de la répartition spatiale des tortues marines dans les régions ayant la plus forte utilisation de la longue ligne pélagique (mer Tyrrhénienne du sud et mer Ionienne du sud) et du chalutage (Adriatique du nord). L'un des objectifs du DCSMM en Espagne consiste à réduire les principales causes de mortalité et de réduction des populations de tortues marines, comme la capture accidentelle, les collisions avec les navires, l'ingestion de débris en mer, l'introduction des prédateurs terrestres, la pollution, la destruction des habitats, la surpêche.

Méthodes d'évaluation

Cette évaluation présente un aperçu sommaire et général de la répartition de deux espèces de tortues marines afin d'identifier les lacunes existantes en matière de connaissances pour l'élaboration des programmes nationaux de surveillance de la biodiversité. Les informations publiées par des études et des projets de recherche régionaux et nationaux ont été utilisées pour compiler l'évaluation, mais cette vue d'ensemble ne présente pas une évaluation complète des connaissances existantes.

RÉSULTATS

Les résultats et l'État, y compris les tendances (bref)

La connaissance des différents paramètres démographiques des tortues marines reste inégale dans toute la Méditerranée, avec des informations détaillées disponibles sur certains sites et aucune information sur d'autres sites. Pour développer des modèles complets, des connaissances sur tous les aspects de la démographie dans une gamme de populations représentatives de différentes tailles sont nécessaires.

Les résultats et l'État, y compris les tendances (étendu)

Caouanne et tortues vertes

Pour cet indicateur, les deux espèces ont été combinées puisque les mêmes lacunes existent pour les deux. Des détails spécifiques pour les tortues vertes à Chypre sont fournis par Broderick et al. (2002)

and Stokes et al. (2014), les données publiées manquant pour la plupart des autres sites en Méditerranée.

Taille et croissance de la population (aires de reproduction)

Voir l'indicateur 2 pour plus de détails sur ce sujet.

Intervalles Inter-ponte de femelles adultes (aires de reproduction)

Il est indispensable de quantifier l'intervalle Inter-ponte durant et à travers les années parce que cela influence la fréquence des pontes et va influencer sur les estimations de la taille de la population (voir l'indicateur 2). L'intervalle de la nidification est régulé par la température de l'eau de mer (Hays et al. 2002), étant plus longue lorsque la température de la mer est plus fraîche. Des couvées de 12 à plus de 20 jours ont été détectés dans et entre les sites de nidification en Méditerranée (voir Groupe de travail Démographie 2015 et Casale & Margaritoulis 2010 pour les couvées des populations méditerranéennes).

Intervalles de remigration des mâles et femelles adultes (aires de reproduction)

Les connaissances sur les taux de remigration (périodicité de reproduction) de femelles connues et sur la manière dont cela change avec le temps (c.-à-d. la maturation des plus jeunes ou des moins jeunes nicheurs) sont essentielles, car cela aura une incidence sur notre capacité à prévoir le ratio total du sexe des adultes dans les populations. Les connaissances sur les intervalles de remigration sont encore une fois de nouveau limitées à la Grèce, la Turquie et Chypre. Les femelles en Grèce et à Chypre ont tendance à avoir des intervalles de remigration d'environ 2 ans (Groupe de travail Démographie 2015 et Casale & Margaritoulis 2010), mais cela peut être de 1-3 années ou plus (Schofield et al. 2009). Pour les mâles, les intervalles de remigration ont été répertoriés pour les mâles sur Zakynthos, qui sont principalement d'une année, mais avec des individus qui se nourrissent près de la Tunisie/Libye et du bassin occidental, revenant tous les 2 ans (Hays et al. 2014 ; Casale et al. 2013). Pour déterminer le nombre total d'adultes dans la population, des connaissances claires sur la fréquence de remigration est nécessaire.

Fréquence des pontes (aires de reproduction)

Ce paramètre est difficile à quantifier en raison de la difficulté dans les taux de détection. Les fréquences de ponte de 1,2 - 2,2 ont été suggérées pour les tortues vertes et caouannes sur Chypre (Broderick et al. 2002). Toutefois, sur Zakynthos, les tortues caouannes ont des fréquences de ponte de 2 à 3 nids, allant jusqu'à 5 couvées, sur la base d'études de suivi par satellite (Zbinden et al. 2011 ; Schofield et al. 2013a). Comme ce paramètre est essentiel pour déduire le nombre de femelles sur les sites de reproduction, comme la plupart des estimations des femelles sont estimés à partir des décomptes divisés par la fréquence d'embayage supposé, il est essentiel de comprendre ce paramètre. En outre, la fréquence des pontes varie en période inter-ponte ; c.-à-d. dans les années chaudes, une femelle peut avoir plusieurs couvées en raison de périodes inter-ponte et vice versa. Encore une fois, cette information aura une incidence sur les estimations des populations.

Sexe-ratio des adultes mâles et femelles (aires de reproduction)

Une fois les informations sur la fréquence des pontes et l'intervalle de remigration sont solides, les estimations du nombre de femelles peuvent être obtenues. Cependant, pour quantifier les ratios des sexes dans l'aire de reproduction et dans l'ensemble de la composante adulte des populations de tortues marines, le décompte des mâles dans l'environnement marin pendant la reproduction doit être fait. Ainsi, à l'heure actuelle, les connaissances sur le nombre de mâles qui fréquentent les aires de reproduction sont inexistantes. Par conséquent, nous ne savons pas combien de mâles s'accouplent avec des femelles reproductrices, ni quel est le ratio des sexes pour les adultes. Seulement sur Zakynthos une prédiction a été faite de l'ordre de 1:3,3 mâles/femelles en s'appuyant sur une étude d'identification par photos d'une partie de la population reproductrice (Schofield et al. 2009). Ainsi,

des efforts sont nécessaires pour quantifier le nombre de mâles (voir l'indicateur 2 pour en savoir plus sur cette question) afin de comprendre les ratios des sexes pour les adultes et de leurs répercussions potentielles sur la conservation et la persistance de l'espèce.

Les ratios des descendants dans les sites de reproduction, y compris l'incubation (aires de reproduction)

Les ratios estimés des sexes des petits des tortues existent pour un certain nombre de sites de nidification en Grèce, Turquie et le nord de Chypre, ainsi que la Tunisie (Hays et al. 2014) (Figure 1), le tout étant fortement biaisé pour les femelles. Pour tous les autres pays il n'y a pas de chiffres publiés sur les ratios estimés de sexe (voir Groupe de travail sur la démographie 2015). Il est possible de déduire le ratio du sexe des descendants de la température du sable et de la durée d'incubation (p. ex. Godley et al. 2001; Katselidis et al. 2012), ce qui est relativement simple. La durée d'incubation a été enregistrée dans la plupart des pays (voir Groupe de travail Démographie 2015 et Casale & Margaritoulis 2010 pour plus de détails).

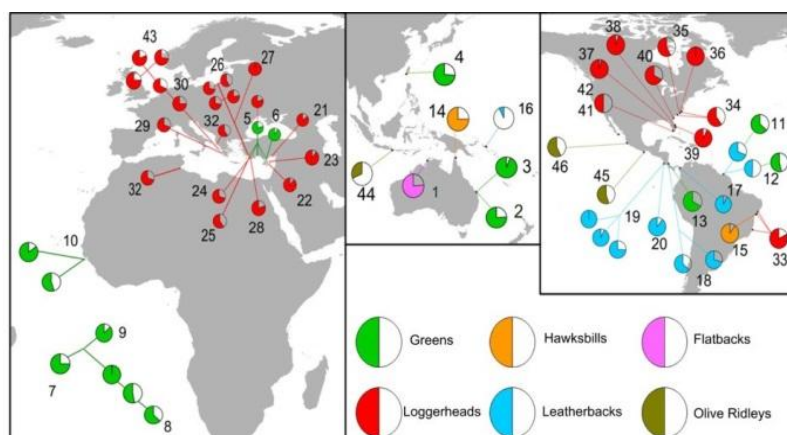


Figure 1 : Les sex- ratios des descendants à l'échelle mondiale, y compris la Méditerranée (extrait de Hays et al. 2014)

Le succès reproducteur des mâles et femelles adultes (aires de reproduction)

On en sait moins sur le succès reproducteur des mâles et des femelles. Pour les femelles, le succès de la reproduction doit être mesuré pour l'ensemble et pour les individus. Les mesures d'ensemble comprennent le nombre total d'émergence de femelles par rapport aux nidifications réussies. Ces informations sont généralement recueillies par des programmes de surveillance sur des plages en Grèce, Turquie et Chypre du Nord. En outre, le succès de la reproduction des femelles se reflète dans la fécondité (taux de natalité), c.-à-d. le nombre de petits qu'un individu produit dans une population. Bien que les informations sur la réussite d'émergence et de succès d'éclosion soient disponibles pour les programmes de surveillance sur les plages en Grèce, Turquie et Chypre du Nord, elles ne sont pas liées à des tortues individuelles dans ces programmes. Cela est dû aux problèmes des étiquettes qui tombent, les connaissances sur le succès de production de descendants dans et au fil des années par des individus ne sont pas connues, mais cela pourrait aider à indiquer l'aptitude des individus, ce qui pourrait être utilisé pour déduire l'état de santé général de la population.

En ce qui concerne les mâles, une seule étude sur la paternité multiple a été réalisée (Zbinden et al. 2007) sur Zakynthos, montrant des niveaux de paternité multiple plus élevés que prévu. Ainsi, certains mâles peuvent avoir plus de succès d'accouplement avec les femelles que d'autres mâles. Par conséquent, les données de référence sur les activités de reproduction et les réussites des mâles individuels doivent être répertoriées, pour s'assurer de leur santé génésique et comprendre comment cela se transforme en contribution aux couvées (c.-à-d. le nombre d'œufs représentés par chaque mâle).

La réussite de l'éclosion et de l'émergence (aires de reproduction)

Les réussites d'éclosion (c.a.d. le nombre d'œufs qui éclosent ; 60 à 80 %) et la réussite de l'émergence des petits (le nombre de petits qui réussissent à sortir du nid ; 60 à 70 %) ont été répertoriés pour les principaux pays de la nidification: la Grèce, la Turquie et Chypre, mais il faut plus d'informations des autres pays (pour plus de détails, voir Groupe de travail démographie 2015, et Casale & Margaritoulis 2010).

Le recrutement, la mortalité, la longévité de la reproduction (aires de reproduction)

Avec l'utilisation de techniques de marquage fiables (c.-à-d. l'utilisation de 2 ou plusieurs techniques complémentaires pour s'assurer que l'information sur les individus ne soit pas perdue ; voir l'indicateur 2), cette information devrait être disponible pour certaines populations nicheuses avec des programmes de marquage à long terme (voir par exemple, Dutton et al. 2005 and Stokes et al. 2014). À l'heure actuelle le recrutement est déduit par la plupart des programmes de marquage (c.-à-d. en Grèce, Turquie et Chypre) à partir de l'absence de cicatrices sur les nageoires ; toutefois, cette technique n'est pas fiable. Cependant, il est essentiel que les programmes existants et nouveaux puissent répertorier d'une façon continue les femelles individuelles, de sorte que ces paramètres puissent être évalués, ce qui contribuera à améliorer les prévisions de rétablissement de la population ou de son déclin.

Taux de croissance

Une étude des tortues caouannes juvéniles échantillonnées le long de la côte de l'Italie a montré que les taux de croissance varient entre les individus d'origine méditerranéenne et atlantique (Piovano et al. 2011). Casale et al. (2009, 2011) ont évalué les taux de croissance à l'aide de squelettochronologie et d'analyse de fréquences de longueur autour des eaux italiennes dans l'Adriatique. Des études sur les taux de croissance des juvéniles de différentes zones de la Méditerranée, toutefois, sont nécessaires, étant donné que ces taux varient selon le type d'alimentation. Par exemple, les catégories de taille des tortues adultes suivies en mer Adriatique et Ionienne, et le Golfe de Gabès ont montré que celles qui ont migré vers l'Adriatique étaient les plus grosses, tandis que celles de la mer Ionienne ont une taille intermédiaire et celles du golfe de Gabès étaient les plus petites (Schofield et al. 2013, documentation complémentaire) ; ainsi, l'emplacement des aires d'alimentation influence probablement les taux de croissance des juvéniles. Parce qu'il y a chevauchement important dans les sites d'alimentation utilisés par différentes populations, des analyses génétiques devraient être effectuées parallèlement à des études sur les taux de croissance. L'échantillonnage génétique est nécessaire pour distinguer l'origine, avec la squelettochronologie comme méthode conseillée pour évaluer les taux de croissance (Groupe de travail sur la démographie 2015) ; bien qu'à présent, cela ne peut se faire que sur des individus morts. Des études sur le taux de croissance et l'âge à la première maturité de tortues caouannes d'origine méditerranéenne sont nécessaires en mer Adriatique, en mer Egée, en mer de Libye, en mer Levantine, en mer Tyrrhénienne et en Mer des Baléares (Groupe de travail sur la démographie 2015).

Sex-ratios des juvéniles et des adultes (aires de croissance et d'alimentation)

Les estimations des ratios sexuels des juvéniles et des adultes dans les aires d'alimentation ont été réalisées par seulement un petit nombre d'études dans le bassin méditerranéen à l'aide de prises accessoires ou de captures-recaptures. Différents ratios sexuels des adultes peuvent être associés à différentes zones néritiques ; ainsi, les estimations devraient être faites au premier niveau d'abord, puis au niveau régional. Des ratios sexuels généralement équilibrés ont été répertoriés pour les adultes, représentant 40 à 60 % de distorsion pour les femelles, alors que 52-60 % de distorsion a été répertoriée pour les femelles (pour un aperçu voir Casale et al. 2014). Des études sur des adultes se sont limitées à ce jour à la Méditerranée centrale, l'Italie, la Grèce (la section nord-ouest du golfe d'Amvrakikos) et le sud-est de la mer Tyrrhénienne (Casale et al. 2005, 2014; Rees et al. 2013). Pour les juvéniles, des études ont été réalisées sur des sites dans le nord-ouest de la Méditerranée, au sud-ouest de l'Adriatique, au nord-est et sud-est de la mer Tyrrhénienne (Casale et al. 1998, 2006; Maffucci et al. 2013). Il faut remarquer que des études de suivi par satellite indiquent que les tortues caouannes qui se reproduisent sur Zakynthos (Grèce) se nourrissent le long de l'ensemble du

Péloponnèse continental, alors que la plupart des femelles migrent à 100 km au moins du site (jusqu'à 1000 km) (Schofield et al. 2013b) ; ainsi, le Péloponnèse pourrait exposer une forte distorsion de mâles en termes d'utilisation de l'habitat. En outre, au sein de l'aire de reproduction de Zakynthos, les mâles résidents occupaient des sites d'alimentation distincts contrairement aux femelles reproductrices (Schofield et al. 2013a), ce qui montre que des différences sexuelles spécifiques pourraient même se produire sur de très petites échelles.

Par conséquent, les valeurs existantes sur les ratios sexuels devraient être traitées avec prudence. Par exemple, les études de suivi par satellite des tortues de Zakynthos (Grèce) jusqu'au golfe d'Amvrakikos (Grèce) (Zbinden et al. 2011; Schofield et al. 2013b) ont montré que les mâles et les femelles s'alimentent dans toutes les régions du golfe, les femelles utilisant en particulier les régions sud et sud-ouest. Cependant, l'étude de Rees et al. (2013) a surtout mis l'accent sur une section du nord-ouest du golfe, et n'est donc pas nécessairement représentative du ratio mâles-femelles dans cette aire d'alimentation. Ainsi, des études approfondies sont nécessaires dans la plupart des régions de la Méditerranée, avec des précisions sur la zone échantillonnée par rapport à la région et la justification de sa représentativité.

Paramètres physiques (aires de reproduction et d'alimentation)

Les dimensions de la carapace (courbée [(CCA)] et Droite (SCL)] longueur et largeur [(CCW et SCW)]) ont tendance à être mesurées dans tous les programmes qui marquent les femelles sur les plages de ponte, ainsi que les études de capture-recapture et de prises accessoires de juvéniles et d'adultes dans l'environnement marin. Ces informations ont montré que les tortues caouannes qui nichent en Méditerranée sont les plus petites du monde, celles nichant sur Chypre étant les plus petites (Broderick et Godley, 1996 ; Margaritoulis et al. 2003). Cependant, la variation de la taille du corps au sein des populations a également été répertoriée, et pourrait être associée à l'utilisation du site d'alimentation (Zbinden et al. 2011; Schofield et al. 2013b; Patel et al. 2015). Pour les mesures morphométriques entre les différents sites de reproduction voir Casale & Margaritoulis (2010). En outre, les études de capture-recapture de tortues juvéniles et adultes ont montré que les tortues marines en Méditerranée atteignent la maturité à >70 cm de CCL, respectivement (Casale et al. 2005, 2013, Rees et al. 2013), avec une différenciation visuelle à <75-80 cm CCL (pour de petites tortues, d'autres techniques doivent être utilisées pour établir une distinction entre les mâles et les femelles). Cependant, White et al. (2013) ont constaté que dans la population de la baie Drini (Albanie), l'élongation de la queue commence à 60cm CCL. Dans le golfe d'Amvrakikos, qui accueille des tortues caouannes de groupes démographiques similaires qui proviennent également de colonies grecques, l'allongement de la queue a été estimé commencer de 64,6 à 69,8cm CCL (Rees et al. 2013), avec les femelles nicheuses de 70 cm CCL nichant régulièrement sur les plages en Grèce et Chypre (Margaritoulis et al. 2003).

Cependant, les mesures de la biomasse sont moins courantes, mais elles sont d'importance. En outre, la documentation de la fréquence des blessures à la carapace d'individus connus pourrait fournir un moyen important de déduire leur exposition aux collisions avec les bateaux. Les indices de l'état de graisse dans le corps sont rares (Heithaus et al. 2007). En outre, le sang et les échantillons de tissus sont collectés uniquement sous certaines conditions ; Ainsi, les informations sur la santé des individus restent rares. Cette information pourrait être utilisée pour l'analyse génétique afin de déterminer la population source des individus et les analyses des isotopes stables pour indiquer les zones générales d'alimentation utilisées par les individus.

Paramètres génétiques (aires de reproduction et d'alimentation)

Une grande quantité d'informations génétiques ont été recueillies sur les tortues de mer en Méditerranée ; toutefois, les informations spécifiques relatives aux aires d'alimentation et de reproduction sont nécessaires. Ces renseignements pourraient être utilisés pour distinguer l'origine du site de reproduction des stocks mixtes d'alimentation et de croissance.

À l'heure actuelle, les études génétiques indiquent l'existence de six populations distinctes de caouannes en Méditerranée : La Libye, Dalyan, Dalaman, la Calabre, l'ouest de la Grèce et de la Crète et le Levant (centre et l'est de la Turquie, Chypre, Israël et le Liban, et peut-être l'Égypte) (Carreras et al. 2014; Saied et al. 2012; Yilmaz et al. 2012; Clusa et al. 2013; Demography Working Group 2015). En revanche, les tortues nidifiant en Tunisie ne sont pas génétiquement distinctes (Chaieb et al. 2010). Aucune structuration génétique importante n'a été détectée pour les tortues vertes en Méditerranée jusqu'à présent ; toutefois, comme les analyses évoluent, des mises à jour peuvent survenir (Tikochinski et al. 2012).

Les analyses génétiques (p. ex. analyse mixtes des stocks et des microsatellites) ont montré l'origine des tortues répertoriées sur plusieurs sites d'alimentation en méditerranée (Maffucci et al. 2013; Giovannotti et al. 2010; Carreras et al. 2014; Yilmaz et al. 2012; Garofalo et al. 2013; Clusa et al. 2013). Lorsqu'on les combine avec les données de suivi de ces données renforcent le fait que les tortues de différentes populations se mêlent dans les mêmes aires (voir Schofield et al. 2013b pour un aperçu, et les détails dans l'indicateur 1).

Toutefois, à l'heure actuelle, il est difficile d'attribuer les individus d'origine inconnue aux populations distinctes en nidification à l'aide de marqueurs génétiques. Les études futures doivent s'appuyer sur cette question.

En outre, il est important d'établir la diversité génétique au sein des populations reproductrices, pour les mâles et les femelles, pour évaluer l'état de santé et les éventuels changements de statut. Il est généralement admis que les femelles et les mâles reviennent se reproduire au lieu de naissance (Bowen et al. 2004). Toutefois, les mâles se sont avérés fréquenter des sites multiples au cours de la période de reproduction (Schofield et al. 2013; Casale et al. 2013). En outre, les études génétiques indiquent des niveaux élevés de paternité multiple sur Zakynthos, ce qui pourrait être un mécanisme pour aider à améliorer la diversité génétique de la population (Lee et al., en soumission) ; Cependant, l'examen de ce phénomène sur différentes populations avec différents ratios de mâles et de femelles et de taux de rencontre (liée à la manière dont les populations sont rassemblées) est nécessaire.

Mortalité y compris les prises accessoires (aires de reproduction et d'alimentation)

Plusieurs pays en Méditerranée ont des réseaux d'échouage et des centres de secours (MEDASSET 2016). Il existe des lacunes au Moyen-Orient et en Afrique du Nord. Dans ce cadre, des échantillons génétiques, de sang et de tissus sont prélevés, ainsi que des informations sur la morphométrie, y compris squeletteochronologie, et la cause du traumatisme. Cependant, les échouages constituent une estimation minimale de mortalité car les carcasses se décomposent rapidement tout en dérivant dans les courants et les remous et finissent par couler (Epperly et al., 1996 ; Hart et al. 2006) ; par conséquent, beaucoup de tortues mortes n'atteignent probablement jamais le rivage. Les informations sur les prises accessoires, provenant de différentes régions de la Méditerranée ont été assimilées (pour plus de détails, voir Groupe de travail sur la démographie 2015). Casale (2011) estime qu'il y a plus de 132 000 captures accessoires par an en Méditerranée, dont plus de 44 000 sont censées être fatales; cependant, les informations au sujet de la mortalité post-libération sont limitées et nécessitent davantage de quantification (Álvarez de Quevedo et al. 2013). Il faut remarquer qu'au moins 50 % des flottes de pêche à petite échelle sont concentrées en mer Égée, le Golfe de Gabès, l'Adriatique, et l'est de la Mer Ionienne, qui représentent les quatre aires d'alimentation principales pour les tortues caouannes et vertes de la région (pour plus de détails, voir Groupe de travail sur la démographie 2015).

CONCLUSIONS

Conclusions (brève)

À l'heure actuelle, nos connaissances sur la démographie des tortues de mer est au mieux inégale pour chaque composant, certaines informations étant plus disponibles que d'autres. Pour comprendre la démographie des populations de tortues caouannes et vertes en Méditerranée, un plus grand effort doit

être fourni pour combler les lacunes. C'est à ce moment là seulement qu'on peut prévoir avec certitude la viabilité future des populations de tortues marines en Méditerranée.

Conclusions (étendues)

Messages clés

Cet aperçu général indique que, jusqu'à présent, nos connaissances sur la démographie des tortues marines sont inégales au mieux pour chaque composante et que des efforts doivent être faits pour combler les lacunes existantes afin de prédire avec certitude la viabilité future des populations de tortues marines en Méditerranée.

Lacunes dans les connaissances

- Les connaissances sur le rapport des sexes au sein des différentes composantes (habitats de reproduction, d'alimentation, d'hivernage, de croissance), les catégories d'âge et dans l'ensemble à l'intérieur et parmi les populations.
- Les connaissances sur le recrutement et la mortalité en diverses composantes de la population
- Les connaissances sur l'état de santé physique et génétique de ces groupes.
- Vulnérabilité/résilience de ces populations et sous-populations par rapport aux pressions physiques ;
- L'analyse des relations pression/impact pour les populations et sous-populations et définition de GES qualitative ;
- Identification des étendues (aires) de référence pour chaque site et des habitats qu'elles couvrent
- Contrôler et évaluer l'impact du changement climatique sur les sexe-ratios de la progéniture

Liste de références

- Almpanidou V, Costescu J, Schofield G, Türkozan O, Hays GC, Mazaris AD. 2016. Using climatic suitability thresholds to identify past, present and future population viability. *Ecological Indicators* 71: 551–556
- Álvarez de Quevedo I, Cardona L, De Haro A, Pubill E, Aguilar A. 2010. Sources of bycatch of loggerhead sea turtles in the western Mediterranean other than drifting longlines. *ICES Journal of Marine Science* 67: 677–685
- Bentivegna F, Ciampa M, Hochscheid S. 2011. The Presence of the green turtle, *Chelonia mydas*, in Italian coastal waters during the last two decades. *Marine Turtle Newsletter* 131: 41–46
- Bentivegna F. 2002. Intra-Mediterranean migrations of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) monitored by satellite telemetry. *Marine Biology*, 141, 795–800
- Bowen BW, Karl SA. 2007. Population genetics and phylogeography of sea turtles. *Mol. Ecol.* 16, 4886–4907
- Bowen BW et al. 2004. Natal homing in juvenile loggerhead turtles (*Caretta caretta*). *Molecular Ecology* 13, 3797–3808
- Broderick AC, Coyne MS, Fuller WJ, Glen F. & Godley BJ. 2007. Fidelity and overwintering of sea turtles. *Proceedings of the Royal Society, London B Biological Sciences*, 274, 1533–1538

- Broderick AC, Godley BJ. 1996. Population and nesting ecology of the green turtle (*Chelonia mydas*) and loggerhead turtle (*Caretta caretta*) in northern Cyprus. *Zoology in the Middle East* 13: 27–46
- Broderick AC, Godley BJ, Hays GC. 2001. Trophic status drives interannual variability in nesting numbers of marine turtles. *Proc. R. Soc. Lond. B* 268, 1481-1487
- Broderick AC, Glen F., Godley BJ, Hays G. 2002. Estimating the number of green and loggerhead turtles nesting annually in the Mediterranean, *Oryx* 36, 227-235.
- Broderick AC, Glen F, Godley BJ, Hays GC. 2003. Variation in reproductive output of marine turtles. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 288: 95-109
- Buckland ST, Anderson DR, Burnham KP & Laake JL. 1993. *Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*. London: Chapman and Hall. ISBN 0-412-42660-9
- Cardona L, Clusa M, Elena Eder E, Demetropoulos A, Margaritoulis D, Rees, AF, Hamza, AA, Khalil, M, Levy, Y, Türkozan, O, Marín, I, Aguilar, A. 2014. Distribution patterns and foraging ground productivity determine clutch size in Mediterranean loggerhead turtles *Marine Ecology Progress Series* 497: 229–241
- Cardona L, Revelles M, Carreras C, San Félix M, Gazo M, Aguilar A. 2005. Western Mediterranean immature loggerhead turtles: habitat use in spring and summer assessed through satellite tracking and aerial surveys. *Marine Biology* 147: 583-591
- Carreras C, Monzón-Argüello C, López-Jurado LF, Calabuig P, Bellido JJ, Castillo JJ, Sánchez P, Medina P, Tomás J, Gozalbes P, Fernández G, Marco A, Cardona L. 2014. Origin and dispersal routes of foreign green and Kemp's Ridley turtles in Spanish Atlantic and Mediterranean waters *Amphibia-Reptilia* 35: 73-86
- Carreras C, Pont S, Maffucci F, Pascual M, Barcelo A, Bentivegna F, Cardona L, Alegre F, SanFelix M, Fernandez G & Aguila, A. 2006. Genetic structuring of immature loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean Sea reflects water circulation patterns *Marine Biology*, 149, 1269–1279
- Casale P. 2011. Sea turtle by-catch in the Mediterranean *Fish Fish* 12, 299-316
- Casale, P. 2015. *Caretta caretta* (Mediterranean subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2015:e.T83644804A83646294
<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.20154.RLTS.T83644804A83646294.en>
- Casale P, Affronte M and Insacco G, Freggi D, Vallini C, d'Astore PP, Basso R, Paolillo G, Abbate G & Argano R. 2010. Sea turtle strandings reveal high anthropogenic mortality in Italian waters *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 20, 611–620
- Casale P, Aprea A, Deflorio M, De Metrio G. 2012. Increased by-catch rates in the Gulf of Taranto, Italy, in 20 years: a clue about sea turtle population trends? *Chelonian Conservation and Biology* 11(2): 239-243
- Casale P, Broderick AC, Freggi D, Mencacci R, Fuller WJ, Godley BJ & Luschi P. 2012. Long-term residence of juvenile loggerhead turtles to foraging grounds: a potential conservation hotspot in the Mediterranean *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, DOI: 101002/aqc2222

- Casale P, Conte N, Freggi D, Cioni C, Argano R. 2011. Age and growth determination by skeletochronology in loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) from the Mediterranean Sea *Scientia Marina* 75(1): 197-203
- Casale P, Freggi D, Basso R, et al. 2005. Size at male maturity, sexing methods and adult sex ratio in loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from Italian waters investigated through tail measurements *Herpetolog J* 15: 145-148
- Casale P, Freggi D, Basso R, Vallini C, Argano R. 2007. A model of area fidelity, nomadism, and distribution patterns of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean Sea *Marine Biology*, 152, 1039–1049
- Casale P, Freggi D, Cinà A, Rocco M. 2013. Spatio-temporal distribution and migration of adult male loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean Sea: further evidence of the importance of neritic habitats off North Africa *Marine Biology* 160: 703-718
- Casale P, Freggi D, Maffucci F, Hochscheid S. 2014. Adult sex ratios of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in two Mediterranean foraging grounds *Scientia Marina* 78(2)
- Casale P, Gerosa G, Argano R, et al. 1998. Testosterone titers of immature loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) incidentally caught in the central Mediterranean: a preliminary sex ratio study *Chelonian Conserv Biol* 3: 90-93
- Casale P, Lazar B, Pont S, et al. 2006. Sex ratios of juvenile loggerhead sea turtles *Caretta caretta* in the Mediterranean Sea *Mar Ecol Prog Ser* 324: 281-285
- Casale P, Mariani, P. 2014. The first “lost year” of Mediterranean sea turtles: dispersal patterns indicate subregional management units for conservation *Marine Ecology Progress Series* 498: 263–274
- Casale P, Margaritoulis D (Eds). 2010. *Sea Turtles in the Mediterranean: Distribution, Threats and Conservation Priorities* IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Gland, Switzerland: IUCN, 294 pp <http://iucn-mtsg.org/publications/med-report/>
- Casale P, Pino d’Astore P, Argano R. 2009. Age at size and growth rates of early juvenile loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean based on length frequency analysis *Herpetological Journal* 19: 23-33
- Chaieb O, El Ouaer A, Maffucci F, Bradai MN, Bentivegna F, Said K, Chatti N. 2010. Genetic survey of loggerhead turtle *Caretta caretta* nesting population in Tunisia *Marine Biodiversity Records* 3, e20
- Chaieb O, El Ouaer A, Maffucci F, Karaa S, Bradai MN, ElHili H, Bentivegna F, Said K & Chatti N. In press. Population structure and dispersal patterns of loggerhead sea turtles *Caretta caretta* in Tunisian coastal waters, *Central Mediterranean Endangered Species Research*,
- Clusa M, Carreras C, Pascual M, Demetropoulos A, Margaritoulis D, Rees AF, Hamza AA, Khalil M, Aureggi M, Levy Y, Türkozan O, Marco,A, Aguilar A, Cardona L. 2013. Mitochondrial DNA reveals Pleistocenic colonisation of the Mediterranean by loggerhead turtles (*Caretta caretta*) *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 439: 15–24
- Clusa M, Carreras C, Pascual M, Gaughran FJ, Piovano S, Giacomina C, Fernández G, Levy Y, Tomás J, Raga JA, Maffucci F, Hochscheid S, Aguilar A, Cardona L. 2014. Fine-scale distribution of

- juvenile Atlantic and Mediterranean loggerhead turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean Sea
Marine Biology 161: 509–519
- Coll M, Piroddi C, Steenbeek J et al. 2011. The biodiversity of the Mediterranean Sea: estimates, patterns, and threats *PLoS ONE*, 5, e11842
- Crick HQP. 2004 The impact of climate change on birds *Ibis* 146: 48–56
- Demography Working Group of the Conference. 2015. Demography of marine turtles nesting in the Mediterranean Sea: a gap analysis and research priorities - 5th Mediterranean Conference on Marine Turtles, Dalaman, Turkey, 19-23 April 2015 Document T-PVS/Inf(2015)15E Presented at the Convention on the conservation of European wildlife and natural habitats - 35th meeting of the Standing Committee - Strasbourg, 1 - 4 December 2015 (2015)
- Dulvy NK, Sadovy Y, Reynolds JD. 2003. Extinction vulnerability in marine populations *Fish and Fisheries* 4: 25–64
- Dutton DL, Dutton PH, Chaloupka M, Boulon RH. 2005. Increase of a Caribbean leatherback turtle *Dermochelys coriacea* nesting population linked to long-term nest protection *Biological Conservation* 126, 186-194
- Echwikhi K, Jribi I, Bradai MN & Bouain A . 2010. Gillnet fishery-loggerhead turtle interactions in the Gulf of Gabes, Tunisia *Herpetological Journal*, 20, 25–30
- Encalada SE, Bjørndal KA, Bolten AB, Zurita JC, Schroeder B, Possardt E, Sears CJ, Bowne BW. 1998. Population structure of loggerhead turtle (*Caretta caretta*) nesting colonies in the Atlantic and Mediterranean as inferred from mitochondrial DNA control region sequences *Marine Biology* 130: 567-575
- Epperly SP, Braun J, Chester AJ, Cross FA, Merriner JV, Tester PA, Churchill JH. 1996. Beach strandings as an indicator of at-sea mortality of sea turtles *Bulletin of Marine Science* 59: 289-297
- Fortuna CM, Holcer D, Mackelworth P (eds.) 2015. Conservation of cetaceans and sea turtles in the Adriatic Sea: status of species and potential conservation measures. 135 pages. Report produced under WP7 of the NETCET project, IPA Adriatic Cross-border Cooperation Programme.
- Fuentes MMPB, Limpus CJ, Hamann M. 2011. Vulnerability of sea turtle nesting grounds to climate change 17, 140–153
- Garofalo L, Mastrogiacomo A, Casale P et al. 2013. Genetic characterization of central Mediterranean stocks of the loggerhead turtle (*Caretta caretta*) using mitochondrial and nuclear markers, and conservation implications *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 23: 868-884
- Giovannotti M, Franzellitti S, Ceriosi PN, Fabbri E, Guccione S, Vallini C, Tinti F, Caputo V. 2010. Genetic characterization of loggerhead turtle (*Caretta caretta*) individuals stranded and caught as bycatch from the North-Central Adriatic Sea *Amphibia-Reptilia* 31: 127 – 133
- Girondot M, Delmas V, Rivalan P, Courchamp F, Prevot-Julliard A-C, Godfrey MH. 2004. Implications of temperature dependent sex determination for population dynamics Pages 148–155 in N Valenzuela and V Lance, editors *Temperature-dependent sex determination in vertebrates* Smithsonian, Washington, DC, USA

- Godley BJ, Broderick AC, Mrvosovsky N. 2001. Estimating hatchling sex ratios of loggerhead turtles in Cyprus from incubation durations *Marine Ecology Progress Series* 210: 195-201
- Gómez de Segura A, Tomás, J, Pedraza, SN, Crespo, EA, Raga, JA. 2003. Preliminary patterns of distribution and abundance of loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, around Columbretes Island Marine Reserve, Spanish Mediterranean *Marine Biology* 143: 817-823
- Gómez de Segura A, Tomás, J, Pedraza, SN, Crespo, EA, Raga, JA. 2006. Abundance and distribution of the endangered loggerhead turtle in Spanish Mediterranean waters and the conservation implications *Animal Conservation* 9: 199-206
- Groombridge B. 1990. Marine turtles in the Mediterranean: distribution, population status, conservation A report to the Council of Europe, Environment and Management Division Nature and Environment Series, Number 48 Strasbourg 1990
- Halpin PN, Read AJ, Fujioka E, et al. 2009. OBIS-SEAMAP The World Data Center for Marine Mammal, Sea Bird, and Sea Turtle Distributions *Oceanography* 22, 104-115
- Hamann M, Godfrey MH, Seminoff JA, et al. 2010 Global research priorities for sea turtles: informing management and conservation in the 21st century *Endang Species Res* 1:245–269
- Hart KM, Mooreside, P, Crowder, LB. 2006. Interpreting the spatio-temporal patterns of sea turtle strandings: Going with the flow *Biological Conservation* 129: 283–290
- Hays GC, Broderick AC, Glen F, Godley BJ, Houghton JDR, Metcalfe JD. 2002. Water temperature and interesting intervals for loggerhead (*Caretta caretta*) and green (*Chelonia mydas*) sea turtles *Journal of Thermal Biology* 27: 429–432
- Hays GC, Mazaris AD, Schofield G. 2014. Different male versus female breeding periodicity helps mitigate offspring sex ratio skews in sea turtles *Frontiers in Marine Science* 1, 43
- Heithaus MR, Frid A, Wirsin AJ, Dill LM, Fourqurean JW, Burkholder D, Thomson J, Bejder L. 2007. State-dependent risk-taking by green sea turtles mediates top-down effects of tiger shark intimidation in a marine ecosystem *Journal of Animal Ecology* 76, 837-844
- Hochscheid S, Bentivegna F, Bradai MN, Hays GC. 2007. Overwintering behaviour in sea turtles: dormancy is optional *Marine Ecology Progress Series* 340: 287-298
- Hochscheid S, Bentivegna F, Hamza A, Hays GC. 2007. When surfacers do not dive: multiple significance of extended surface times in marine turtles *The Journal of Experimental Biology*, 213, 1328–1337
- Houghton JDR, Woolmer A & Hays GC. 2000. Sea turtle diving and foraging behaviour around the Greek island of Kefalonia *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 80, 761–762
- Kasperek M, Godley BJ & Broderick AC. 2001. Nesting of the Green Turtle, *Chelonia mydas*, in the Mediterranean: a turtle nesting at Akyatan beach Turkey, 1994-1997 *Zoology in the Middle East*, 24, 45–74
- Katselidis KA, Schofield G, Dimopoulos P, Stamou GN, Pantis JD. 2012. Females First? Past, present and future variability in offspring sex-ratio at a temperate sea turtle breeding area *Animal Conservation* 15(5) 508-518

- Katselidis KA, Schofield G, Dimopoulos P, Stamou GN, Pantis JD. 2013. Evidence based management to regulate the impact of tourism at a key sea turtle rookery *Oryx* 47:584-594
- Katselidis KA, Schofield G, Dimopoulos P, Stamou GN, Pantis JD. 2014. Employing sea-level rise scenarios to strategically select sea turtle nesting habitat important for long-term management *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 450, 47–54
- Kot CY, DiMatteo A, Fujioka E, Wallace B, Hutchinson B, Cleary J, Halpin P, Mast R. 2013. The State of the World's Sea Turtles Online Database
- Laurent L, Casale P, Bradai MN, et al. 1998. Molecular resolution of marine turtle stock composition in fishery bycatch: a case study in the Mediterranean *Molecular Ecology* 7, 1529-1542
- Lauriano G, Panigada S, Casale P, Pierantonio N, Donovan GP. 2011. Aerial survey abundance estimates of the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* in the Pelagos Sanctuary, northwestern Mediterranean Sea *Marine Ecology Progress Series* 437: 291– 302
- Lazar B, Casale P, Tvrtkovic N, Kozul V, Tutman P, Glavic N. 2004a. The presence of the green sea turtle, *Chelonia mydas*, in the Adriatic Sea *Herpetological Journal* 14: 143-147
- Lazar B, Casale P, Tvrtkovic N, Kozul V, Tutman P, Glavic N. 2004b. The presence of the green sea turtle, *Chelonia mydas*, in the Adriatic Sea *Herpetological Journal*, 14, 143–147
- Lazar B, Margaritoulis D & Tvrtkovic N. 2004a. Tag recoveries of the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* in the eastern Adriatic Sea: implications for conservation *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 84, 475–480
- Lee PLM, Schofield G, Haughey RI, Mazaris AD, Hays GC. In submission. Sex in the city revisited: movement impacts on packing density and female promiscuity
- Limpus CJ. 1993. The green turtle, *Chelonia mydas*, in Queensland: breeding males in the southern Great Barrier Reef *Wildlife Research* 20(4) 513 - 523
- Limpus CJ. 2005. Research Publication Great Barrier Reef Marine Park Authority
- Luschi P, Casale P. 2014. Movement patterns of marine turtles in the Mediterranean Sea: a review *Italian Journal of Zoology* 81: 478-495
- Maffucci F, D'Angelo I, Hochscheid S, et al. 2013. Sex ratio of juvenile loggerhead turtles in the Mediterranean Sea: Is it really 1:1? *Mar Biol* 160: 1097-1107
- Margaritoulis D, Argano R, Baran I et al. 2003. Loggerhead turtles in the Mediterranean Sea In: Bolten AB, Witherington BE (eds) *Loggerhead sea turtles* Smithsonian Books, Washington p 175–198
- Margaritoulis D, Teneketzis K. 2003. Identification of a developmental habitat of the green turtle in Lakonikos Bay, Greece. In *First Mediterranean Conference on Marine Turtles* (Margaritoulis D & Demetropoulos A eds) Barcelona Convention - Bern Convention - Bonn Convention (CMS), Rome, pp 170-175
- Mazaris AD, Almpnidou V, Wallace B, Schofield G. 2014. A global gap analysis of sea turtle protection coverage 2014 *Biological Conservation* 173, 17–23

- Mazaris AD, Matsions G, Pantis JD. 2009. Evaluating the impacts of coastal squeeze on sea turtle nesting Ocean & Coastal Management 52 (2009) 139–145
- MEDASSET. 2016. Map of Sea Turtle Rescue & First Aid Centres in the Mediterranean (Sea Turtle Rescue Map) www.medasset.org/our-projects/sea-turtle-rescue-map
- Milieu Ltd Consortium. 2014. Article 12 Technical Assessment of the MSFD 2012 obligations 7 February 2014 Final version http://eceuropa.eu/environment/marine/eu-coast-and-marine-policy/implementation/pdf/national_reports.zip
- Mitchell NJ, Allendorf FW, Keall SN, Daugherty CH, Nelson NJ. 2010. Demographic effects of temperature-dependent sex determination: will tuatara survive global warming? Glob Change Biol 16, 60–72
- Nada MA, Boura L, Grimanis K, Schofield G, El-Alwany MA, Noor N, Ommeran MM, Rabia B. 2013. Egypt's Bardawil Lake: safe haven or deadly trap for sea turtles in the Mediterranean? A report by MEDASSET, Suez Canal University and Nature Conservation Egypt 79pp
- Patel SH. 2013. Movements, Behaviors and Threats to Loggerhead Turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean Sea PhD thesis Drexel University USA
- Pfaller JB, Bjorndal KA, Chaloupka M, Williams KL, Frick MG, Bolten AB. 2013. Accounting for Imperfect Detection Is Critical for Inferring Marine Turtle Nesting Population Trends PLoS One, 8 4: e623261-e623265 doi:10.1371/journal.pone.0062322
- Piovano S, Clusa M, Carreras C et al. 2011. Different growth rates between loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) of Mediterranean and Atlantic origin in the Mediterranean Sea Mar Biol 158: 2577
- Poloczanska ES, Limpus CJ, Hays GC. 2009. Chapter 2 Vulnerability of Marine Turtles to Climate Change Advances in Marine Biology 56, 151–211
- Rees AF, Jony M, Margaritoulis D, Godley BJ. 2008. Satellite tracking of a green turtle, *Chelonia mydas*, from Syria further highlights the importance of North Africa for Mediterranean turtles Zoology in the Middle East, 45, 49–54
- Rees AF & Margaritoulis D. 2008. Comparison of behaviour of three loggerhead turtles tracked by satellite in and from Amvrakikos Bay, NW Greece 25th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation, Savannah, Georgia, USA pp 84
- Rees AF, Margaritoulis D, Newman R, Riggall TE, Tsaros P, Zbinden JA, Godley BJ. 2013. Ecology of loggerhead marine turtles *Caretta caretta* in a neritic foraging habitat: movements, sex ratios and growth rates Marine Biology 160, 519–529
- Saba VS, Stock CA, Spotila JR, Paladino FP, Santidrián-Tomillo P. 2012. Projected response of an endangered marine turtle population to climate change *Nature Climate Change*, 2, 814–820
- Saied A, Maffucci, F Hochscheid S, Dryag S, Swayeb B, Borra M, Ouerghi A, Procaccini G, Bentivegna F. 2012. Loggerhead turtles nesting in Libya: an important management unit for the Mediterranean stock Marine Ecology Progress Series, 450, 207–218
- Schofield G, Bishop CM, Katselidis KA, Dimopoulos P, Pantis JD, Hays GC. 2009. Microhabitat selection by sea turtles in a dynamic thermal environment Journal of Animal Ecology 78(1):14–22

- Schofield G, Dimadi A, Fossette S, Katselidis KA, Koutsoubas D, et al. 2013b. Satellite tracking large numbers of individuals to infer population level dispersal and core areas for the protection of an endangered species *Diversity and Distributions* doi: 101111/ddi12077
- Schofield G, Hobson VJ, Fossette S, Lilley MKS, Katselidis KA, Hays GC. 2010b. Fidelity to foraging sites, consistency of migration routes and habitat modulation of home range by sea turtles *Diversity & Distributions*, 16(5), 840–853
- Schofield G, Hobson VJ, Lilley MKS, Katselidis KA, Bishop CM, Brown P, Hays GC. 2010a. Inter-annual variability in the home range of breeding turtles: implications for current and future conservation management *Biological Conservation* 143:722-730
- Schofield G, Lilley MKS, Bishop CM, Brown P, Katselidis KA, Dimopoulos P, Pantis JD, Hays GC. 2009. Conservation hotspots: intense space use by breeding male and female loggerheads at the Mediterranean's largest rookery *Endangered Species Research* 10:191-202
- Schofield G, Scott R, Dimadi A, Fossette S, Katselidis KA, Koutsoubas D, et al. 2013a Evidence based marine protected area planning for a highly mobile endangered marine vertebrate *Biological Conservation*, 161, 101-109
- Scott R, March R, Hays GC. 2011. Life in the really slow lane: loggerhead sea turtles mature late relative to other reptiles *Functional Ecology* 26, 227–235
- Snape RTE, Broderick AC, Cicek B, Fuller WJ, Glen F, Stokes K, Godley BJ. 2016. Shelf life: Neritic habitat use of a loggerhead turtle population highly threatened by fisheries *Diversity and Distributions* DOI: 101111/ddi12440
- Snape RTE, Schofield G, White M. In submission. Adult and juvenile loggerhead turtles use similar foraging habitats in the Central Mediterranean Sea
- Sprogis KR, Pollock KH, Raudino HC, Allen SJ, Kopps AM, Manlik O, Tyne JA, Beider L. 2016. Sex-specific patterns in abundance, temporary emigration and survival of Indo-Pacific bottlenose dolphins (*Tursiops aduncus*) in coastal and estuarine waters *Frontiers in Marine Science* 3,12
- Stokes KL, Broderick AC, Canbolat AF, Candan O, Fuller WJ, Glen F, Godley BJ. 2015. Migratory corridors and foraging hotspots: critical habitats identified for Mediterranean green turtles. *Diversity and Distributions*
- Stokes KL, Fuller WJ, Godley BJ, Hodgson DJ, Rhodes KA, Snape RTE, Broderick AC. 2014. Detecting green shoots of recovery: the importance of long-term individual-based monitoring of marine turtles *Animal Conservation* 17, 593–602
- SWOT, 2006a, 2006b, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012 State of the World's Sea Turtles Reports vol I-VII Available from: <http://seaturtlestatus.org/>
- Tucker. 2010. Nest site fidelity and clutch frequency of loggerhead turtles are better elucidated by satellite telemetry than by nocturnal tagging efforts: implications for stock estimation *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 383: 48–55
- UNEP(DEPI)/MED. 2011. Satellite Tracking of Marine Turtles in the Mediterranean Current Knowledge and Conservation Implications UNEP(DEPI)/MED WG359/inf8 Rev1

- Vallini C, Mencacci R, Lambardi P, et al. 2006. Satellite tracking of three adult loggerhead turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean sea Twenty Sixth Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation International Sea Turtle Society: Athens, Greece; 115
- Wallace, BP, DiMatteo AD, Hurley BJ, et al. 2010. Regional management units for marine turtles: a novel framework for prioritizing conservation and research across multiple scales PLoS One 5, e15465
- Wallace BP, DiMatteo AD, Bolten AB et al. 2011. Global conservation priorities for marine turtles PLoS One 6, e24510
- White M, Boura L, Venizelos L. 2011. Monitoring an Important Sea Turtle Foraging Ground in Drini Bay, Albania Marine Turtle Newsletter 131
- White M, Boura L, Venizelos L. 2013. Population structure for sea turtles at Drini Bay: an important nearshore foraging and developmental habitat in Albania Chelonian Conserv Biol 12:283–292
- Whiting, AU, Chaloupka M, Limpus CJ. 2013. Comparing sampling effort and errors in abundance estimates between short and protracted nesting seasons for sea turtles Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 449 165-170 doi:10.1016/j.jembe.2013.09.016
- Whiting, AU, Chaloupka M, Pilcher N, Basintal P, Limpus CJ. 2014. Comparison and review of models describing sea turtle nesting abundance Marine Ecology Progress Series, 508 233-246 doi:10.3354/meps10832
- Witt MJ, Hawkes LA, Godfrey MH, Godley BJ, Broderick AC. 2010. Predicting the impacts of climate change on a globally distributed species: the case of the loggerhead turtle. The Journal of Experimental Biology 213, 901-911
- Yilmaz C, Turkozan O, Bardakic E, White M, Kararaj E. 2012. Loggerhead turtles (*Caretta caretta*) foraging at Drini Bay in Northern Albania: Genetic characterisation reveals new haplotypes Acta Herpetologica 7: 155-162
- Zbinden JA, Aebischer AA, Margaritoulis D, Arlettaz R. 2007. Insights into the management of sea turtle interesting area through satellite telemetry Biol Cons 137: 157-162
- Zbinden, JA, Aebischer, A, Margaritoulis, D & Arlettaz, R. 2008. Important areas at sea for adult loggerhead sea turtles in the Mediterranean Sea: satellite tracking corroborates findings from potentially biased sources Marine Biology, 153, 899–906
- Zbinden JA, Bearhop S, Bradshaw P, Gill B, Margaritoulis D, Newton J & Godley BJ. 2011. Migratory dichotomy and associated phenotypic variation in marine turtles revealed by satellite tracking and stable isotope analysis Marine Ecology Progress Series, 421, 291–302
- Zbinden J A, Largiadèr CR, Leippert F, Margaritoulis D, Arlettaz R. 2007. High frequency of multiple paternity in the largest rookery of Mediterranean loggerhead sea turtles Molecular Ecology 16:3703-37

Objectif Ecologique 1 (OE1): Biodiversité

Note: Les cartes et les illustrations sont provisoires

OE1: Indicateur commun 5 : Caractéristiques démographiques de la population (par ex. structure de la taille ou de la classe d'âge, sex-ratio, taux de fécondité, taux de survie/mortalité concernant les oiseaux marins)

GENERAL

Rapporteur: CAR/ASP

Échelle géographique de l'évaluation: Régional: Méditerranée

Pays contributeurs

Thème central 2- Biodiversité et Ecosystèmes

Objectif Ecologique OE1: La diversité biologique est maintenue ou améliorée. La qualité et l'occurrence des habitats côtiers et marins et la répartition et l'abondance des espèces côtières et marines sont conformes aux conditions physiographiques, hydrographiques, géographiques et climatiques en vigueur.

Indicateur Commun de l'IMAP Indicateur commun 5(IC5): Caractéristiques démographiques de la population (par ex. structure de la taille ou de la classe d'âge, sex-ratio, taux de fécondité, taux de survie/mortalité concernant les oiseaux marins)

Code de la Fiche d'évaluation de l'indicateur OE1 IC5

JUSTIFICATION/ METHODES

Contexte (bref)

Une connaissance approfondie de la démographie des oiseaux marins est importante pour comprendre leur dynamique de population et leurs tendances et mettre en danger toute menace. Ceci est particulièrement pertinent pour les espèces les plus « discrètes », en particulier les puffins, pour lesquelles des informations fiables sur la taille de la population sont le plus souvent indisponibles ou peu fiables, et la seule façon d'évaluer les tendances est la réalisation d'études démographiques. Ce sont également des espèces avec une flexibilité particulièrement faible en matière de reproduction, car ils ne pondent qu'un seul œuf (par rapport aux cormorans, les goélands et les sternes, qui pondent habituellement 2-3 + oeufs) et sont hautement philopatrics (ils ne peuvent donc pas changer leur lieu de reproduction d'un an à l'autre). Par conséquent, ils ont des mécanismes de tampon limités pour faire face à des conditions défavorables, en particulier pour compenser l'augmentation de la mortalité, qui est leur paramètre démographique le plus sensible. D'autre part, leurs larges gammes d'alimentation fournissent une capacité tampon à réagir contre les pénuries alimentaires locales, car elles peuvent prospecter une vaste zone en cherchant la nourriture.

Contexte (étendu)

Méthodes d'évaluation

La méthodologie de base pour obtenir des informations sur la démographie des oiseaux de mer consiste à surveiller régulièrement les nids dans leurs colonies, couplées à des études de bagages et à des études de capture- recapture. Dans ce cas, il est plus facile de surveiller les puffins, car elles se reproduisent souvent dans des nids bien définis où il est facile de capturer et de toucher à la fois les adultes et leur poussin, et les adultes sont très fidèles à la même colonie (et habituellement au même nid) d'une année à une autre. Cela permet d'obtenir facilement des informations sur le succès de la reproduction (au fur et à mesure que les poussins restent au nid jusqu'à leur départ) et, après quelques années, d'autres paramètres démographiques tels que la survie des adultes, l'âge du recrutement, le taux des années de repos, etc. Ces paramètres démographiques peuvent être ensuite utilisés pour modéliser les tendances de la population et identifier les paramètres les plus sensibles influençant ces tendances. Une approche similaire peut être utilisée avec les cormorans, même si les nids ont tendance à être encore moins accessibles et les adultes sont difficiles à capturer. Pour un système de suivi approprié, au moins 2 visites par an devraient être menées (incubation + périodes de croissance de poussins) afin d'assurer l'évaluation de la réussite de la reproduction, le baguage des poussins et le baguage /contrôle des adultes.

Les goélands et les sternes présentent plus de difficultés, car ils ont tendance à nicher dans des colonies densément agrégées et il est difficile d'associer un nid avec leurs adultes et leurs poussins. De plus, les oiseaux adultes peuvent changer leur lieu de reproduction d'une année à l'autre. Cependant, avec un effort dévoué, il est possible d'évaluer le succès de la reproduction (par exemple en clôturant certaines zones et en comptant le nombre de poussins par rapport au nombre de nids), et les systèmes de baguage peuvent permettre d'estimer d'autres paramètres démographiques, en particulier lorsque l'on utilise des anneaux qui peuvent être lu à une certaine distance.

Les informations provenant des colonies peuvent être complétées par des données provenant d'autres sources, en particulier des oiseaux à anneaux : les observations en dehors de la colonie, les cadavres recueillis par les centres de récupération (fournissant des informations sur les causes de mortalité), les informations sur les prises accessoires, etc.

RÉSULTATS

Les résultats et l'État, y compris les tendances (bref)

Les résultats et l'État, y compris les tendances (étendu)

L'information sur les paramètres démographiques des oiseaux de mer est très rare dans la région méditerranéenne. Pour la plupart des espèces, il existe des informations disponibles sur la productivité (réussite reproductive et nombre moyen de poussins par paire), alors qu'il existe beaucoup moins d'informations sur les paramètres démographiques qui nécessitent des données de qualité et une analyse détaillée (par exemple, survie). Les résultats fournis ici se concentrent sur les deux espèces de puffins, car ce type d'information est essentiel pour comprendre leur dynamique de population. Dans les deux cas, la survie des adultes est le paramètre le plus sensible, et les estimations actuelles sont bien inférieures aux taux attendus. Les menaces en cours menaçant la mortalité des adultes, telles que la prédation par les espèces introduites et les prises accessoires de pêche, méritent ainsi une attention urgente pour assurer la viabilité à long terme de ces populations.

Parmi les espèces restantes, le cas le mieux étudié est celui de goéland d'Audouin, où le recensement régulier de la plupart des colonies et l'établissement d'un système de baguage à long terme dans la région facilitent des études de haute qualité, en particulier dans la sous-région de l'Ouest.

Puffins des Baléares. Cette espèce représente un bon exemple de la façon dont les données démographiques peuvent aider à mieux comprendre la dynamique de la population de certaines espèces d'oiseaux de mer avec plus de fiabilité que les données du recensement. En effet, comme les nids sont difficiles à localiser, et beaucoup d'entre eux restent inaccessibles, l'estimation de la population reproductrice d'une telle espèce nécessite l'utilisation de méthodes indirectes, souvent soumises à des biais de potentiel élevé, comme le compte de radeaux en mer, la cartographie de l'habitat et les taux de vocalisation Aux colonies. À l'aide d'une combinaison de ces approches, l'estimation de la population reproductrice des eaux de cisaillement des Baléares a varié d'environ 1 700 à 4 500 couples reproducteurs au cours des 30 dernières années, sans tendances claires (Ruiz & Martí 2004, Arcos 2011). En outre, les estimations récentes en mer suggèrent que la population mondiale pourrait aborder 25 000 individus (Arcos et al., 2012b, Arroyo et al., 2014), ce qui suggère une population reproductrice encore plus grande, jusqu'à peut-être 7 000 couples reproducteurs (Genovart et al., 2016). Ces derniers chiffres ont conduit à critiquer le statut mondial de l'espèce, qui était basé sur une analyse de la viabilité de la population menée en 2004 sous l'hypothèse que la population reproductrice était de 2 000 couples reproducteurs. Cependant, une analyse de l'analyse démographique, avec des informations mises à jour et des outils analytiques améliorés, a montré un déclin encore plus net que prévu précédemment, de 13% par an, et a fixé le temps moyen d'extinction de l'espèce en 60 ans (Genovart et al., 2016). Une telle évaluation n'aurait pas été possible sans une approche démographique, et les espèces pourraient encore être considérées comme en bonne forme si elles concernaient uniquement les chiffres de population.

Cependant, les informations démographiques disponibles pour l'espèce sont très limitées et des efforts doivent être déployés pour assurer l'établissement de programmes de surveillance de la reproduction dans quelques colonies représentatives. Le travail actuel à Ibiza, Cabrera et Formentera pourrait contribuer à atteindre cet objectif dans un proche avenir. Jusqu'à présent, des informations sur la réussite de l'élevage sont disponibles pour plusieurs colonies, allant de 0,33 à 1,00 poussins/année, avec des valeurs moyennes d'environ 0,60-0,70 (sur un oeuf unique, comme cela se produit avec toutes les eaux de cisaillement). D'autre part, d'autres paramètres plus difficiles à estimer proviennent d'une colonie unique à Mallorca, Sa Cella, où la survie des adultes est estimée à 0,81, la survie immature à 0,43, le taux de congés sabbats est de 0,26 et l'âge du recrutement est concentré Entre 3 et 6 ans. Cette colonie est exempte de prédateurs, de sorte que les estimations démographiques doivent être considérées comme «optimistes», car certaines colonies ont des prédateurs (rats, chats et autres). Cela suggère également que la principale mortalité se produit en mer, où la capture accessoire est la principale préoccupation (CIEM 2013, Genovart et al., 2016).

Puffin Yelkouan. Pour cette espèce, il existe des informations très limitées sur la démographie, principalement de Malte et de la France (Oppel et al. 2011, Borg et al., 2016, Gaudard 2017). La survie des adultes à Malte a été estimée à 0,74, alors qu'en France, il existe des différences intéressantes entre les oiseaux reproducteurs (0,82) et les oiseaux adultes non reproducteurs (0,95), ce qui suggère que la reproduction représente un fardeau (ce qui pourrait être lié à la prédation, mais aussi à ajouté des efforts d'alimentation en mer et / ou une ségrégation conduisant à un risque différentiel de capture accessoire). Le succès de la reproduction a été influencé par les rats tout au long de la vie; En Italie, ce paramètre variait de 0,09 à 0,41 dans les îles avec des rats et de 0,75 à 0,90 dans les îles où les rats avaient été éradiqués (Gaudard 2017).

Goéland d'Audouin. Pour cette espèce, les études démographiques menées dans la région méditerranéenne, en particulier dans la sous-région occidentale, ont permis d'étudier en profondeur plusieurs aspects de l'écologie des oiseaux marins, y compris l'influence relative de différents facteurs sur la performance de reproduction, les taux de survie et de dispersion des oiseaux (P. Ex. Oro et al., 1999, Oro & Pradel 2000, Oro & Ruxton 2001, Oro et al., 2004). Le travail actuel vise à comprendre la récente désagrégation des colonies espagnoles, ce qui entraîne la colonisation de zones sous-optimales telles que les ports. D'autre part, l'espèce connaît un déclin régulier dans la sous-région de l'Est, y compris la réussite de l'élevage, qui a diminué de 0,9 cps par paire en 1997 à 0,3-0,4 poussins par paire après (Saravia-Mullin et al., 2012).

CONCLUSIONS

Conclusions (brève)

L'information pour cet indicateur commun est beaucoup plus rare que celle des indicateurs communs 3 (aire de répartition) et 4 (taille de la population). Cependant, pour certaines espèces, ce type d'information est essentiel pour bien comprendre les tendances de la population, ainsi que pour évaluer la pertinence des différentes menaces dans leur contexte. C'est particulièrement le cas pour les Procellariiformes, représentés ici par puffins des Baléares et Yelkouan. La bonne nouvelle est que la collecte de ce type d'information pourrait être assez simple et moins consommatrice de ressources que de mener des comptes de population exhaustifs. Il ne nécessite que la sélection de quelques colonies représentatives où des programmes de surveillance reproductive pourraient être menés sur une année. Ces systèmes nécessiteraient le suivi des protocoles standard qui pourraient être assez simples, avec 2-3 visites par an pour assurer l'évaluation de la réussite de l'élevage, la sonnerie des poussins et la sonnerie / contrôle des adultes. Les schémas très limités en place suggèrent que les deux puffins subissent un déclin sévère.

Pour les espèces restantes, bien que le nombre de population fournisse déjà des informations pertinentes, il est important de recueillir systématiquement des données démographiques afin de mieux comprendre leur dynamique de population et de mettre en danger les différentes menaces qu'elles rencontrent. Des systèmes de sonorisation tels que celui de goéland d'Audouin, associés à la surveillance détaillée de quelques colonies de reproduction représentatives, pourraient fournir des données de haute qualité à cet égard. De plus, une compilation systématique d'informations provenant d'oiseaux morts, en particulier des centres de récupération de la faune, pourrait grandement aider à comprendre l'impact de différentes menaces.

Conclusions (étendues)

Messages clés

L'information démographique est essentielle pour évaluer correctement les tendances de certains oiseaux marins, en particulier les puffins.

L'information limitée disponible pour les puffins de Baléares et de Yelkouan suggère que les deux espèces subissent un déclin sévère, avec des menaces d'extinction. Les prédateurs introduits et les captures accessoires de pêche méritent une attention particulière à cet égard.

Lacunes dans les connaissances

L'information sur les paramètres démographiques des oiseaux marins est extrêmement rare dans la région méditerranéenne, à l'exception de goéland d'Audouin. Il est essentiel de mettre en place des programmes de surveillance de la reproduction, en particulier pour les puffins des Baléares et Yelkouan, ainsi que d'assurer la continuité de quelques-uns déjà existants. Une attention particulière doit également être accordée à leurs principales menaces, en particulier la prédation par les mammifères introduits dans les colonies et la pêche accessoire.

Liste de références

La liste de référence comprend les travaux qui ne sont pas spécifiquement cités dans le texte mais ont été consultés pour évaluer la répartition et les chiffres de la population :

Aguilar, J.S. & Fernández, G. 1999. Species Action Plan for the Mediterranean Shag *Phalacrocorax aristotelis desmarestii* in Europe. Prepared by BirdLife International on behalf of the European Commission.

- Al-Ismail S., McMinn M., Tuset V. M., Lombarte A. & Alcover J. A. 2013. Summer diet of European Shags *Phalacrocorax aristotelis desmarestii* in southern Mallorca. *Seabird* 26: 8-23.
- Albores-Barajas, Y. V., Riccato, F., Fiorin, R., Massa, B., Torricelli, P., & Soldatini, C. 2011. Diet and diving behaviour of European Storm Petrels *Hydrobates pelagicus* in the Mediterranean (ssp. *melitensis*). *Bird Study* 58(2), 208–212.
- Arcos, J.M. (compiler) 2011. International species action plan for the Balearic shearwater, *Puffinus mauretanicus*. SEO/Bird-life & Bird-life International.
http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/wildbirds/action_plans/docs/puffinus_puffinus_mauretanicus.pdf
- Arcos, J.M. 2016. Conservation of the Critically Endangered Balearic shearwater *Puffinus mauretanicus*: an update. In: Yésou, P., Sultana, J., Walmsley, J. & Azafzaf, H. (Eds). Conservation of marine and coastal birds in the Mediterranean. Proceedings of the UNEP-MAP-RAC/SPA Symposium, Hammamet, 20 to 22 February 2015, Tunisia. Pp: 22-26.
- Arcos, J. M., & Oro, D. 2002. Significance of fisheries discards for a threatened Mediterranean seabird, the Balearic shearwater *Puffinus mauretanicus*. *Marine Ecology Progress Series* 239: 209–220.
- Arcos JM, Oro D, Sol D 2001. Competition between the yellow-legged gull *Larus cachinnans* and Audouin's gull *Larus audouinii* associated with commercial fishing vessels: the influence of season and fishing fleet. *Marine Biology* 139:807-816.
- Arcos, J. M., Louzao, M., & Oro, D. 2008. Fisheries ecosystem impacts and management in the Mediterranean: seabirds point of view. In J. Nielsen, J. Dodson, K. Friedland, T. Hamon, N. Hughes, J. Musick, & E. Verspoor (Eds.), Proceedings of the Fourth World Fisheries Congress: Reconciling Fisheries with Conservation (pp. 587–596). American Fisheries Society, Symposium 49.
- Arcos, J.M., Arroyo, G.M., Bécares, J., Mateos-Rodríguez, M., Rodríguez, B., Muñoz, A.R., Ruiz, A., de la Cruz, A., Cuenca, D., Onrubia, A. & Oro, D. 2012b. New estimates at sea suggest a larger global population of the Balearic Shearwater *Puffinus mauretanicus*. In: Yésou, P., Bacetti, N. & Sultana, J. (eds) *Ecology and conservation of Mediterranean seabirds and other bird species under the Barcelona Convention. Proceedings of the 13th MEDMARAVIS Pan-Mediterranean Symposium*, Alghero (Sardinia). Pp. 84-94.
- Arroyo, G. M., Mateos-Rodríguez, M., Muñoz, A. R., Cruz, A. D. La, Cuenca, D. & Onrubia, A. 2014. New population estimates of a critically endangered species, the Balearic Shearwater *Puffinus mauretanicus*, based on coastal migration counts. *Bird Conservation International* 1–13.
- Bécares, J., Arcos, J. M. & Oro, D. 2016. *Migración y ecología espacial de la gaviota de Audouin en el Mediterráneo occidental y noroeste africano*. Monografía n.º 1 del programa Migra. SEO/BirdLife. Madrid.
- Bertolero, A., M. Genovart, A. Martínez-Abraín, B. Molina, J. Mouriño, D. Oro y G. Tavecchia. 2009. *Gaviota cabecinegra, picofina, de Audouin, tridáctila y gavión atlántico en España. Población en 2007 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Birdlife International 2004. *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status*. BirdLife Conservation Series No 12. BirdLife International. Cambridge.
- BirdLife International. 2017a. *IUCN Red List for birds*. Downloaded from <http://www.birdlife.org>

- BirdLife International 2017b. *European birds of conservation concern: populations, trends and national responsibilities*. Cambridge, UK: BirdLife International.
- Borg, J., Sultana, J., Metzger, B. & Barbara, N. 2016. Population estimates of Maltese pelagic breeding birds: trends and appeal to assess these cautiously. *In: Yésou, P., Sultana, J., Walmsley, J. & Azafzaf, H. (Eds). Conservation of marine and coastal birds in the Mediterranean. Proceedings of the UNEP-MAP-RAC/SPA Symposium, Hammamet, 20 to 22 February 2015, Tunisia. Pp: 38-42.*
- Bourgeois, K. & Vidal, E. 2008. The Endemic Mediterranean shearwater *Puffinus yelkouan*: distribution, threats and a plea for new data. *Oryx* 42: 187-194.
- Boyd, I., Wanless, S. & Camphuysen, C.J. 2006. Top predators in marine ecosystems: their role in monitoring and management. Cambridge University Press.
- Cadiou, B. & Coordinateurs. 2014. Cinquième recensement nationale des oiseaux nicheurs en France métropolitaine. Bilan final 2009-2012. pp. 75. GISOM/AAMPs, Brest.
- Corbacho, C., J.M. Sánchez y M.A. Villegas. 2009. *Pagazas, charranes y fumareles en España. Población reproductora en 2007 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Cortés, V., Arcos, J. M., & González-solís, J. 2017. Seabirds and demersal longliners in the northwestern Mediterranean : factors driving their interactions and bycatch rates. *Mar Ecol Prog Ser* 565: 1–16.
- Cosolo M., Privileggi N., Cimador B. & Sponza S. 2011. Dietary changes of Mediterranean Shags *Phalacrocorax aristotelis desmarestii* between the breeding and postbreeding seasons in the upper Adriatic Sea. *Bird Study* 58: 461-472.
- Croxall, J.P., S.H.M. Butchart, B. Lascelles, A.J. Stattersfield, B. Sullivan, A. Symes & P. Taylor. 2012. Seabird conservation status, threats and priority actions: a global assessment. *Bird Conservation International* 22: 1-34.
- Derhé M. 2012. Developing a population assessment for Yelkouan Shearwater *Puffinus yelkouan* (Pp 65-73). *In Yésou, P., Baccetti, N. & Sultana, J. (Eds.), Ecology and Conservation of Mediterranean Seabirds and other bird species under the Barcelona Convention - Proceedings of the 13th Medmaravis Pan – Mediterranean. Symposium. Alghero (Sardinia) 14-17 Oct. 2011. Medmaravis, Alghero.*
- García-Robles H., Deceuninck B. & Micol T. (compilers). 2016. Status Report for Yelkouan Shearwater *Puffinus Yelkouan* (2nd draft). Project LIFE 14 PRE/UK/000002 Coordinated Efforts for International Species Recovery EuroSAP. Ligue pour la Protection des Oiseaux, BirdLife France. Rochefort. 22 p.
- Genovart, M., Arcos, J.M., Álvarez, D., McMinn, M., Meier, R., Wynn, R., Guilford, T. & Oro, D. 2016. Demography of the critically endangered Balearic shearwater: the impact of fisheries and time to extinction. *Journal of Applied Ecology* 53: 1158-1168.
- Gaudard C. (compiler) (in prep). Single International Species Action Plan for the Yelkouan Shearwater *Puffinus yelkouan* (1st draft). Project LIFE 14 PRE/UK/000002. Coordinated Efforts for International Species Recovery EuroSAP. Ligue pour la Protection des Oiseaux, BirdLife France. Rochefort. 43p.
- Gutiérrez, R. & Figuerola, J. 1995. Wintering distribution of the Balearic Shearwater (*Puffinus yelkouan mauretanicus*) off the northeastern coast of Spain. *Ardeola* 42(2): 161-166.

- ICES. 2013. Report of the Workshop to Review and Advice on Seabird Bycatch (WKBYCS), 14–18 October 2013, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2013/ACOM: 61. 79 pp.
- Legakis, A. & Maragos, P. 2009. The Red Book of endangered animals of Greece. Hellenic Zoological Society – Ministry of Environment of Greece.
- LIFE+ Envoll. <http://life-envoll.eu/les-laro-limicoles-coloniaux?lang=fr>
- Louzao, M., Igual, J. M., McMinn, M., Aguilar, J. S., Triay, R., & Oro, D. 2006b. Small pelagic fish, trawling discards and breeding performance of the critically endangered Balearic shearwater: improving conservation diagnosis. *Marine Ecology-Progress Series*: 318, 247–254.
- Louzao, M., García, D., Rodríguez, B. & Abelló, M. 2015. Evidence of krill in the diet of balearic shearwaters *Puffinus mauretanicus*. *Marine Ornithology* 43: 49-51
- Mínguez, E., Oro, D., de Juana, E., & Martínez-Abraín, A. 2003. Mediterranean seabird conservation: what can we do? *Scientia Marina* 67: 3–6.
- Morat F., Mante A., Drunat E., Dabat J., Bonhomme P., Harmelin-Vivien M. & Letourneur Y. 2014: Diet of Mediterranean European shag, *Phalacrocorax aristotelis desmarestii*, in a northwestern Mediterranean area: a competitor for local fisheries? *Scientific reports of Port- Cros National Park* 28: 113-132.
- Navarro, J., Oro, D., Bertolero, A., Genovart, M., Delgado, A., & Forero, M. G. 2010. Age and sexual differences in the exploitation of two anthropogenic food resources for an opportunistic seabird. *Marine Biology* 157(11): 2453–2459.
- Oppel, S., Raine, A. F., Borg, J. J., Raine, H., Bonnaud, E., Bourgeois, K. & Breton, A. R. 2011. Is the Yelkouan shearwater *Puffinus yelkouan* threatened by low adult survival probabilities? *Biological Conservation* 144(9): 2255–2263.
- Oro, D. 1999. Trawler discards: a threat or a resource for opportunistic seabirds? In: Adams NJ, Slotow RH (eds) *Proceedings of the 22nd International Ornithology Congress*. Birdlife South Africa, Johannesburg: 717-730
- Oro, D. 2003. Managing seabird metapopulations in the Mediterranean: constraints and challenges. *Scientia Marina* 67(Suppl. 2): 13–22.
- Oro, D., & Pradel, R. 2000. Determinants of local recruitment in a growing colony of Audouin's gull. *Journal of Animal Ecology* 69(1): 119–132.
- Oro, D. & Ruxton, G. D. 2001. The formation and growth of seabird colonies: Audouin's gull as a case study. *Journal of Animal Ecology* 70(3): 527–535.
- Oro, D., Pradel, R., & Lebreton, J.-D. 1999. Food availability and nest predation influence life history traits in Audouin's gull, *Larus audouinii*. *Oecologia* 118(4): 438–445.
- Oro, D., Cam, E., Pradel, R., & Martínez-Abraín, A. 2004. Influence of food availability on demography and local population dynamics in a long-lived seabird. *Proceedings of the Royal Society - Biological Sciences* 271(1537): 387–96.
- Paleczny M, Hammill E, Karpouzi V, Pauly D (2015) Population Trend of the World's Monitored Seabirds, 1950-2010. *PLoS ONE* 10(6): e0129342.

- Parsons, M., Mitchell, I., Butler, A., Ratcliffe, N., Frederiksen, M., Foster, S., & Reid, J. B. 2008. Seabirds as indicators of the marine environment. – *ICES Journal of Marine Science* 65: 1520–1526.
- Piatt, J.F., Sydeman, W.J. & Wiese, F. 2007. Introduction: a modern role for seabirds as indicators. *Marine Ecology Progress Series* 352: 199-204.
- Raine, A. F., Raine, H., Borg, J. J., & Meirinho, A. 2011. Post-fledging dispersal of Maltese Yelkouan Shearwaters *Puffinus yelkouan*. *Ringing and Migration* 26(2): 94–100.
- Raine, A. F., Borg, J. J., Raine, H., & Phillips, R. A. 2013. Migration strategies of the Yelkouan Shearwater *Puffinus yelkouan*. *Journal of Ornithology* 154(2): 411–422.
- Ruffino, L., Bourgeois, K., Vidal, E., Duhem, C., Paracuellos, M., Escribano, F., Sposimo, P., Bacceti, N., Pascal, M. & Oro, D. 2009. Invasive rats and seabirds after 2,000 years of an unwanted coexistence on Mediterranean islands. *Biological Invasions* 11: 1631–1651.
- Ruiz, A. & Martí, R. (Eds). 2004. La pardela balear. SEO/BirdLife – Conselleria de Medi Ambient del Govern de les Illes Balears. Madrid.
- Sahin, D. 2016. Are there more Yelkouan shearwaters *Puffinus yelkouan* than we thought? In: Yésou, P., Sultana, J., Walmsley, J. & Azafzaf, H. (Eds). *Conservation of marine and coastal birds in the Mediterranean. Proceedings of the UNEP-MAP-RAC/SPA Symposium*, Hammamet, 20 to 22 February 2015, Tunisia. Pp: 27-30.
- Saravia-Mullin, V., Portolou, D., Evangelidis, A., Gaganis, K., Manolopoulos, A. & Fric, J. 2012. The breeding population of audouin's gull *Larus audouinii* in Greece. In: Yésou, P., Bacceti, N. & Sultana, J. (eds) Ecology and conservation of Mediterranean seabirds and other bird species under the Barcelona Convention. Proceedings of the 13th MEDMARAVIS Pan-Mediterranean Symposium, Alghero (Sardinia). Pp. 135-142.
- Savelji, D. 2016. Status of marine and coastal birds of Montenegro: species listed under Annex II of the Barcelona Convention Protocol of Specially Protected Areas and Biological Diversity in the Mediterranean. In: Yésou, P., Sultana, J., Walmsley, J. & Azafzaf, H. (Eds). *Conservation of marine and coastal birds in the Mediterranean. Proceedings of the UNEP-MAP-RAC/SPA Symposium*, Hammamet, 20 to 22 February 2015, Tunisia. Pp: 88-90.
- STECF (Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries). 2016. Mediterranean assessments part 1 (STECF-16-22); Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Sultana, J., Borg, J., Barbara, N. & Metzger, B. 2016. Fifty years of seabird research and conservation in the Maltese Islands: are we getting there?. In: Yésou, P., Sultana, J., Walmsley, J. & Azafzaf, H. (Eds). *Conservation of marine and coastal birds in the Mediterranean. Proceedings of the UNEP-MAP-RAC/SPA Symposium*, Hammamet, 20 to 22 February 2015, Tunisia. Pp: 82-87.
- Thibault, J., Zotier, R., Guyot, I., & Bretagnolle, V. 1996. Recent trends in breeding marine birds of the Mediterranean region with special reference to Corsica. *Colonial Waterbirds* 19: 31–40.
- Vasilakopoulos, P., & Maravelias, C. D. 2014. Report The Alarming Decline of Mediterranean Fish Stocks. *Current Biology*, 24(14): 1643–1648.
- Warham, J. 1990. The Petrels - Their Ecology and Breeding Systems. Academic Press, London.
- Zotier, R., Bretagnolle, V. & Thibault, J.C. 1999. Biogeography of the marine birds of a confined sea, the Mediterranean. *Journal of Biogeography* 26, 297-313.

Objectif Ecologique 2 (OE2): Les espèces non indigènes introduites par les activités humaines sont à des niveaux qui ne nuisent pas à l'écosystème.

Note: Les cartes et les illustrations sont provisoires

OE2: Indicateur commun 6: Tendances de l'abondance, occurrence temporelle et distribution spatiale des espèces non indigènes, en particulier les espèces invasives non indigènes, principalement dans les zones à risques (les principaux vecteurs et voies de propagation de telles espèces)

GENERAL

Rapporteur: CAR/ASP

Échelle géographique de l'évaluation: Régional: Méditerranée

Pays contributeurs

Thème central 2- Biodiversité et Ecosystèmes

Objectif Ecologique OE2: Les espèces non indigènes introduites par les activités humaines sont à des niveaux qui ne nuisent pas à l'écosystème.

Indicateur Commun de l'IMAP IC6: Tendances de l'abondance, occurrence temporelle et distribution spatiale des espèces non indigènes, en particulier les espèces invasives non indigènes, principalement dans les zones à risques (les principaux vecteurs et voies de propagation de telles espèces)

Code de la Fiche d'évaluation de l'indicateur OE2 IC6

Justification/ Méthodes

Contexte (bref)

Travaux entrepris pour définir les indicateurs, les principales pressions et stimulations

La réunion de février 2014 du Groupe de correspondance intégré sur les BEE et les cibles (Integrated CorGest) du processus EcAp de la Convention de Barcelone a choisi l'indicateur commun 6 "Tendances de l'abondance, la présence temporelle et la répartition spatiale des espèces non indigènes, en particulier les espèces non indigènes envahissantes, notamment dans les secteurs de risque en relation avec les principaux vecteurs et les voies de propagation de ces espèces" de la liste intégrée d'indicateurs adoptés lors de la 18e Conférence des Parties (COP 18), en tant que base d'un programme de surveillance commun pour la Méditerranée en ce qui concerne les espèces non indigènes. Le Programme de surveillance et d'évaluation intégrées (en anglais IMAP), adopté à la 19 e Conférence des Parties à la Convention de Barcelone (COP 19) à Athènes, comprend les définitions des objectifs écologiques, les objectifs opérationnels et des indicateurs connexes pour la mise en œuvre de l'EcAp, ainsi que des directives pour la surveillance pour tenir compte de l'indicateur commun 6.

Quatre voies principales, à savoir le Canal de Suez, la navigation, l'aquaculture et le commerce des poissons d'aquarium ont été identifiés comme les principaux facteurs de l'introduction d'espèces en Méditerranée.

Contexte politique et objectifs

La CDB sur l'objectif 9 d'Aichi pour la biodiversité, stipule que "d'ici 2020, les espèces exotiques envahissantes et les voies seront identifiées et hiérarchisées, les espèces prioritaires seront contrôlées ou éradiquées, et des mesures en place pour gérer les voies afin d'empêcher leur introduction et établissement". Cela se reflète aussi dans l'objectif 5 de la stratégie de la biodiversité de l'UE (UE 2011). La nouvelle réglementation européenne 1143/2014 sur la gestion des espèces exotiques envahissantes vise à traiter la question des SIE d'une manière globale afin de protéger la biodiversité et les services écosystémiques, et de minimiser et atténuer les impacts sur la santé humaine ou économique que ces espèces peuvent causer. Le règlement prévoit trois types d'intervention : la prévention, la détection précoce et l'éradication rapide, et la gestion.

La Directive Cadre de la Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM) considère spécifiquement l'introduction des espèces exotiques envahissantes comme une menace majeure pour la biodiversité européenne et la santé de l'écosystème, exigeant des États membres de l'UE d'inclure les espèces exotiques dans la définition du BEE et de définir des objectifs environnementaux à atteindre. Par conséquent, l'un des 11 descripteurs qualitatifs du BEE définis dans la DCSMM stipule que "les espèces non indigènes introduites par les activités humaines sont à des niveaux qui n'ont pas d'effet négatif sur l'écosystème" (Descriptor 2). Parmi les indicateurs adoptés pour évaluer ce descripteur il y a "les tendances de l'abondance, la présence temporelle et la répartition spatiale dans la nature d'espèces non indigènes, en particulier les espèces non indigènes envahissantes, notamment dans les secteurs à risque, en relation avec les principaux vecteurs et les voies de propagation de ces espèces". L'objectif écologique 2 et l'indicateur commun 6 sont en accord avec les objectifs et cibles de la DCSMM.

Contexte (étendu)

Méthodes d'évaluation

Pour estimer l'indicateur commun 6, une analyse de tendance (analyse chronologique) des données de surveillance disponibles doit être effectuée, afin d'extraire le motif sous-jacent, qui peut être caché par le bruit. Une analyse de régression formelle est l'approche recommandée pour estimer ces tendances. Cela peut se faire par une simple analyse de régression linéaire ou par des outils de modélisation plus complexes (lorsque des ensembles de données riches sont disponibles), tels que des modèles linéaires généralisés ou les modèles additifs.

Pour surveiller les tendances de l'apparition temporelle, deux indicateurs sont estimés chaque année. La première concerne le nombre d'espèces non indigènes de l'année en cours qui n'étaient pas présentes l'année précédente. Pour calculer cet indicateur, les listes d'espèces non indigènes des deux années sont comparées pour vérifier quelles espèces ont été enregistrées dans l'année n, mais n'ont pas été enregistrées dans l'année n-1 indépendamment du fait qu'elles soient présentes ou non ces dernières années. Le deuxième indicateur est estimé comme le nombre total d'espèces non indigènes connues à Tn moins le nombre correspondant d'espèces non indigènes à Tn-1, où Tn représente l'année de déclaration.

Il est recommandé d'utiliser des méthodes de surveillance standard traditionnellement utilisées pour les études biologiques marines, y compris, mais sans s'y limiter, les études de plancton, de benthique et d'encrassement décrites dans les lignes directrices et les manuels pertinents. Les méthodes standard pour surveiller les populations marines comprennent l'échantillonnage des parcelles, l'échantillonnage à distance, la récupération des marques, les méthodes d'élimination et les enquêtes répétitives pour

l'estimation de l'occupation. En tant que mesure complémentaire et en l'absence d'un programme global de surveillance ciblée pour les espèces non indigènes et les espèces exotiques envahissantes, des études d'évaluation rapide peuvent être entreprises, généralement mais pas exclusivement dans les marinas, les jetées et les piscicultures. La compilation de la contribution des citoyens scientifiques, validée par des experts taxonomiques, peut être utile pour évaluer les aires géographiques des espèces établies ou pour enregistrer de nouvelles espèces.

RÉSULTATS

Les résultats et l'État, y compris les tendances (bref)

Les résultats et l'État, y compris les tendances (étendu)

Deux inventaires à l'échelle du bassin des espèces exotiques marines en Méditerranée ont été publiés ces dernières années, par Zenetos et al. (2010, 2012) et Galil (2012). En outre, beaucoup de listes nationales d'espèces exotiques marines ont été publiées, la plupart d'entre elles au cours de la dernière décennie, y compris de la Croatie, Chypre, Grèce, Israël, Italie, Libye, Malte, Slovénie et Turquie.

Les introductions de toutes les espèces exotiques connues ont été compilées dans la base de données en ligne sur les espèces exotiques envahissantes (MAMIAS, www.mamias.org), développée par le CAR/ASP en collaboration avec le Centre hellénique de Recherche Marine (HCMR). Selon la MAMIAS, 1057 espèces non indigènes ont été signalées en Méditerranée (à l'exclusion des espèces en errance et des espèces qui ont élargi leurs aires sans assistance humaine par le détroit de Gibraltar), dont 618 sont considérées comme confirmées. De ces espèces confirmées, 106 ont été signalées comme envahissantes. Parmi les quatre sous-régions de la Méditerranée, le plus grand nombre d'espèces exotiques établies a été rapporté en Méditerranée orientale, alors que le nombre le plus bas a été rapporté en mer Adriatique (tableau 1).

En termes de richesse en espèces exotiques, le groupe dominant est celui des mollusques, suivi par les crustacés, les polychètes, les macrophytes, et les Poissons (Fig. 1). L'identité taxonomique des espèces exotiques diffère entre les quatre sous-bassins, les macrophytes étant le groupe dominant en Méditerranée occidentale et centrale et en mer Adriatique (tableau 1).

Tableau 1: Informations résumée pour chaque sous-région méditerranéenne sur l'état des espèces exotiques envahissantes. Sources: MAMIAS, Zenetos et al. (2012)

	Méditerranée Orientale	Méditerranée centrale	Mer Adriatique	Méditerranée occidentale
Nombre d'espèces exotiques établies	468	183	135	215
Plus important vecteur d'introduction	Canal de Suez	Navigation	Navigation	Navigation
2ème plus important vecteur	Navigation	Canal de Suez	Aquaculture	Aquaculture
Taxons les plus riches dans les biotes exotiques	Mollusques, crustacés	Macrophyta, polychètes	Macrophyta, Mollusques	Macrophyta, les crustacés
Tendance dans le taux de nouvelles présentations (basé sur les 3 dernières décennies)	En hausse	En baisse	En baisse	En baisse

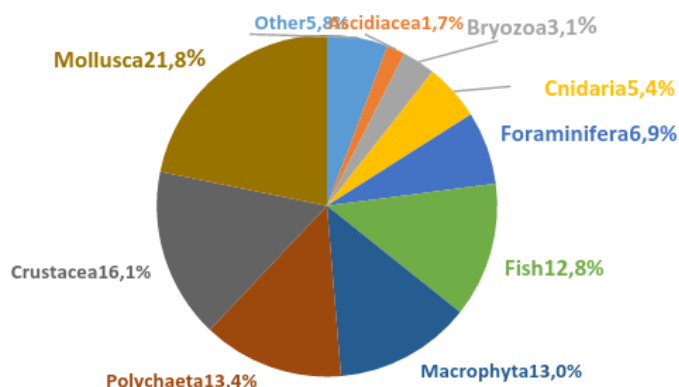


Figure 1: Contribution des principaux taxons dans le biote marin exotique de Méditerranée. Modification de Zenetos et al. (2012).

Les espèces exotiques en Méditerranée sont liées aux quatre principales voies d'introduction : le Canal de Suez, la navigation (les eaux de ballast et l'encrassement des coques), l'aquaculture, et d'aquariophilie. Pour l'ensemble de la Méditerranée, le Canal de Suez est la voie la plus importante, contrairement à la situation en Europe, où la navigation est la plus importante (Fig. 2). Néanmoins, l'importance de voies varie entre les quatre sous-régions méditerranéennes, la navigation étant la voie la plus importante en Méditerranée occidentale et centrale et dans l'Adriatique (tableau 1). Une évaluation des "voies d'entrée" (c.a.d. les pays d'introduction initiale) des espèces exotiques envahissantes dans les mers européennes (Nunes et al. 2014) a révélé des tendances géographiques marquées en fonction de la voie d'introduction. Le canal de Suez est la voie prédominante de l'introduction d'abord en Egypte, Liban, Israël, la Syrie et l'Autorité palestinienne (tous en Méditerranée orientale), représentant plus de 70 % des phénomènes d'introduction de chaque pays. Pour les autres pays méditerranéens, la navigation constitue la voie prédominante de l'introduction initiale.

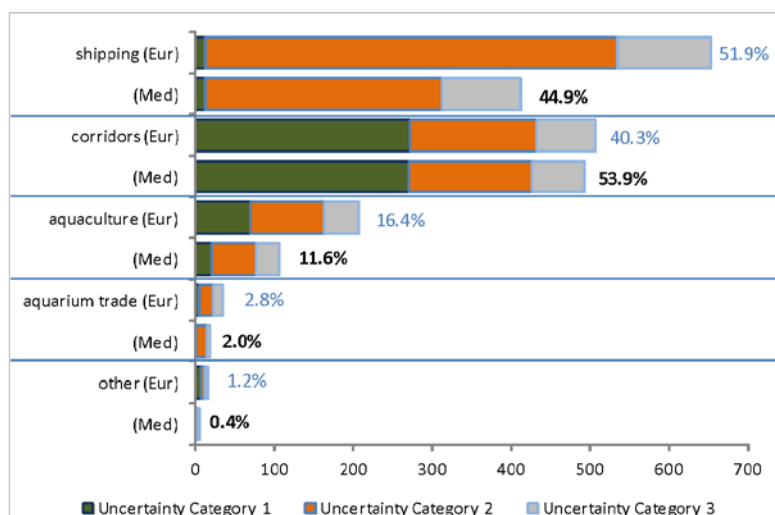


Figure 2: Nombre d'espèces exotiques marines connues ou susceptibles d'avoir été introduites par chacune des voies principales, en Europe (EUR) et en Méditerranée (MED). Le total des pourcentages est supérieur à 100 % car certaines espèces sont liées à plus d'une voie (le bleu correspond au total européen, tandis que le noir correspond au total de la Méditerranée). Catégories d'incertitude: (1) il existe une preuve directe d'une voie / vecteur ; (2) une voie/vecteur plus probable peut être déduite ; (3) une ou plusieurs voies/vecteurs possibles peuvent être déduits ; (4) inconnue (non illustré dans le graphique). Modification de Zenetos et al. (2013), Zenetos et al. (2012).

De nouvelles introductions d'espèces exotiques en Méditerranée ont une tendance croissante du taux de nouvelles introductions de 30,7 espèces par décennie, et le taux actuel de nouvelles introductions dépasse les 200 nouvelles espèces par décennie (fig. 3).

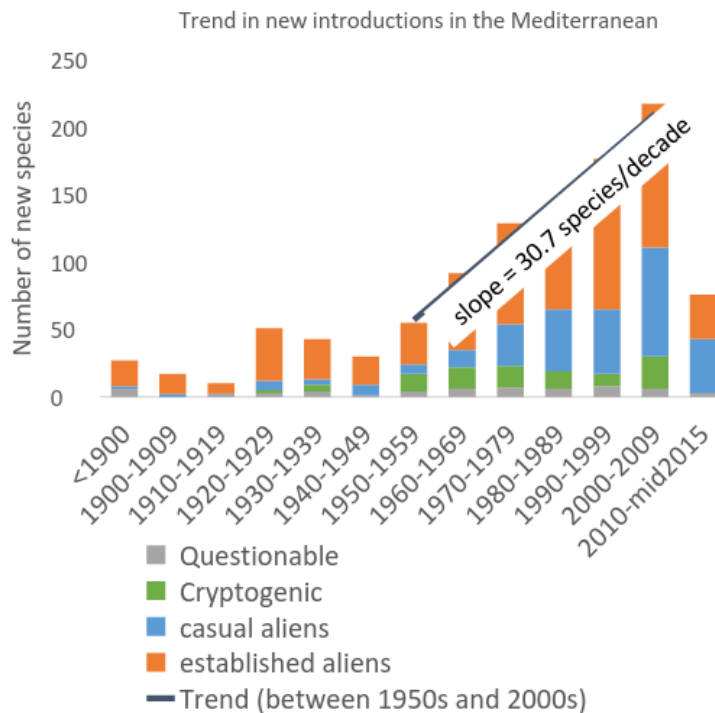


Figure 3: Tendance de nouvelles introductions d'espèces marines exotiques par décennie en Méditerranée. Source: MAMIAS

Cependant, cette tendance à l'augmentation du taux de nouvelles introductions reflète essentiellement l'introduction de nouvelles espèces dans l'est de la Méditerranée, tandis que dans les autres sous-régions, le taux de nouvelles introductions diminue (Fig. 4).

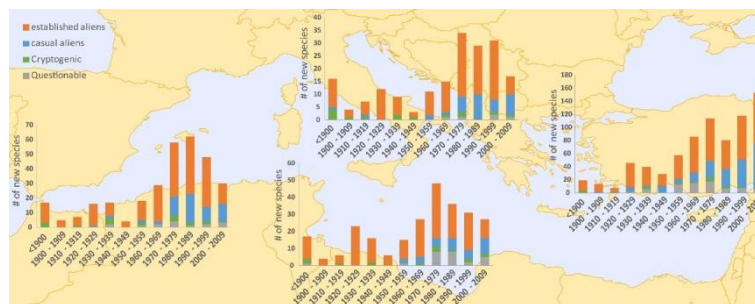


Figure 4: Tendance de nouvelles introductions d'espèces marines exotiques par décennie dans les sous-régions de la Méditerranée (est, centre, ouest de la Méditerranée, et de la mer Adriatique). Source: MAMIAS

L'incidence cumulative d'espèces exotiques sur les habitats marins méditerranéens a été récemment évaluée et cartographiée à l'aide de l'indice CIMPAL, un modèle additif conservateur, fondé sur les distributions d'espèces exotiques et d'habitats, ainsi que l'ampleur signalée des impacts écologiques et la force d'une telle preuve (Katsanevakis et al. 2016). L'indice CIMPAL a fait preuve de beaucoup d'hétérogénéité spatiale, et l'impact a été largement limité aux zones côtières (Fig. 5).

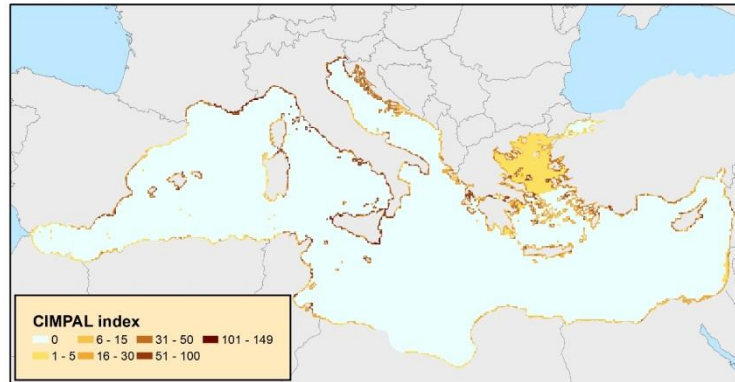


Figure 5: Plan du score de l'incidence cumulative (CIMPAL) des espèces exotiques envahissantes sur les habitats marins. Modification de Katsanevakis et al (2016).

CONCLUSIONS

Conclusions (brève)

Des progrès importants ont été réalisés au cours de la dernière décennie par la création d'inventaires d'espèces non indigènes, et par l'évaluation des voies d'introduction et de l'impact des espèces exotiques envahissantes à l'échelle régionale. L'élaboration et la mise à jour régulière de MAMIAS contribue grandement à aborder l'indicateur commun 6.

Néanmoins, les travaux de recherche en ce moment varient énormément entre les pays méditerranéens et donc sur une base régionale, les évaluations et les comparaisons peuvent être biaisées.

Conclusions (étendues)

Messages clés

- Des progrès ont été réalisés dans la création d'inventaires nationaux et régionaux d'espèces exotiques et l'évaluation de leurs voies et impacts
- Il y a une tendance croissante de taux de nouvelles introductions d'espèces exotiques en Méditerranée, en particulier dans le bassin oriental.
- Le canal de Suez est le cheminement le plus important de nouvelles introductions en Méditerranée, suivi du transport maritime et de l'aquaculture

Lacunes dans les connaissances

La preuve de la plupart des impacts déclarés des espèces exotiques est faible, principalement fondée sur le jugement des experts ; un besoin d'inférence plus forte est nécessaire en fonction des expériences ou de la modélisation écologique. L'évaluation des tendances de l'abondance et de la distribution spatiale est en grande partie insuffisante. Une surveillance spécifique régulière et des longues séries de données seront nécessaires pour que l'estimation de ces tendances soit possible à l'avenir. L'identification des espèces non indigènes est d'une importance cruciale et le manque d'expertise taxonomique a déjà entraîné la négligence de plusieurs ENI pour certaines périodes. L'utilisation d'approches moléculaires, y compris le codage de barres, est souvent nécessaire pour confirmer l'identification des espèces traditionnelles.

Liste de références

Galil BS, 2012. Truth and consequences: the bioinvasion of the Mediterranean Sea. *Integrative Zoology* 7 (3): 299–311.

- Katsanevakis S, Zenetos A, Belchior C, Cardoso AC, 2013. Invading European Seas: assessing pathways of introduction of marine aliens. *Ocean and Coastal Management* 76: 64–74.
- Katsanevakis S, Tempera F, Teixeira H, 2016. Mapping the impact of alien species on marine ecosystems: the Mediterranean Sea case study. *Diversity and Distributions* 22: 694–707.
- Nunes AL, Katsanevakis S, Zenetos A, Cardoso AC, 2014. Gateways to alien invasions in the European Seas. *Aquatic Invasions* 9(2): 133–144.
- Zenetos A, Gofas S, Verlaque M, Çinar ME, Garcia Raso JE, *et al*, 2010. Alien species in the Mediterranean Sea by 2010. A contribution to the application of European Union’s Marine Strategy Framework Directive (MSFD). Part I. Spatial distribution. *Mediterranean Marine Science* 11 (2): 318–493.
- Zenetos A, Gofas S, Morri C, Rosso A, Violanti D, *et al*, 2012. Alien species in the Mediterranean Sea by 2012. A contribution to the application of European Union’s Marine Strategy Framework Directive (MSFD). Part 2. Introduction trends and pathways. *Mediterranean Marine Science* 13(2): 328–352.

Annexe I
**Liste des Études de Cas pour les Objectifs Ecologiques 1 (Biodiversité),
et 2 (Espèces Non-Indigènes)**

L'annexe I fournit la liste des études de cas qui ont été soumises par les Parties contractantes et les partenaires pour les Objectifs Ecologiques 1 (Biodiversité), Et 2 (Espèces non-indigènes). Les études de cas sont en cours d'édition.

EO1	Title	Contracting Parties, Partners	Authors and Affiliation
1	Case study of bottlenose dolphins of the Gulf of Ambracia, Western Greece: high dolphin density not a synonymous of good conservation status	Greece and SPA/RAC	Author: Joan Gonzalvo; Director Ionian Dolphin Project, TETHYS RESEARCH INSTITUTE, Italy
2	Cuvier's Beaked whale, <i>Ziphius cavirostris</i> , distribution and occurrence in the Italian waters of the Pelagos Sanctuary (NW Mediterranean sea), a key area for the species in the Mediterranean sea	Italy	Massimiliano Rosso (PhD), Paola Tepsich (PhD) and Aurelie Moulins (PhD) CIMA Research Foundation, Via Magliotto 2 - 17100 Savona, Italy. www.cimafoundation.org
3	Overview of the assessment of the Common Indicator 1: Habitat distributional range (EO1), based on CAMP assessments results for Montenegro and EcAp/MSP Boka Kotorska Bay pilot project	Montenegro	Jelena Knezević, MAP Focal Point, Ministry of Sustainable Development and Tourism; Milena Bataković, SPA/RAC FP, Environmental Protection Agency of Montenegro; Ivana Stojanović, assistant to MAP FP, Ministry of Sustainable Development and Tourism
4	Population demographic characteristics (EO1, e.g. body size or age class structure, sex ratio, fecundity rates, survival/mortality rates related to marine mammals, seabirds, marine reptiles)	Tunisia and SPA/RAC	SPA/RAC
EO2	Title	Contracting Parties, Partners	Authors and Affiliation
1	Invasive versus native bottom-trawl fish species diversity and population dynamic at the soft-bottom habitats of the Southeastern Mediterranean coast of Israel.	Israel	Nir Stern, PhD, Israel Oceanographic and Limnological Research (IOLR) Hadas Lubinevsky, PhD, Israel Oceanographic and Limnological Research Dror Zurel, PhD, Marine Monitoring and research Coordinator, Israel Ministry of Environmental Protection, Marine Environment Protection Division. Prof Barak Herut, PhD, Israel Oceanographic and Limnological Research



**NATIONS
UNIES**

EP

UNEP(DEPI)/MED WG.444/10



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

11 juillet 2017
Original: Anglais

6^{ème} réunion du groupe de coordination sur l'approche écosystémique

Athènes, Grèce, 11 septembre 2017

Point 4 de l'ordre du jour : Examen du Rapport sur la qualité (QSR) (côte et hydrographie)

Fiches d'évaluation (Quality Status Report - QSR) du rapport sur la qualité (côte et hydrographie)

Pour des raisons environnementales aussi bien qu'économiques, ce document a été imprimé en nombre limité. Les représentants sont priés de bien vouloir apporter leur propre exemplaire aux réunions, et de ne pas demander de copies supplémentaires.

PNUE/PAM
Athènes, 2017

Objectif écologique (OE) 7: Hydrographie

Note: les cartes et illustrations sont provisoires

OE7: Localisation et surface des habitats directement impactés par les altérations hydrographiques

GENERALITES

Rapporteur : CAR/PAP

Échelle géographique de l'évaluation :

Pays contributeurs :

Thématique clé de la stratégie à moyen terme (SMT) : 3 - Processus et interactions terre-mer

Objectif écologique (OE): 7 - Altération des conditions hydrographiques

Indicateur commun (IC) de l'IMAP : IC 15 - Localisation et surface des habitats directement impactés par les modifications hydrographiques

Code de la fiche d'évaluation de l'indicateur : EO7CI15

JUSTIFICATION/METHODES

Contexte (en bref)

Les développements côtiers majeurs ont le potentiel d'altérer le régime hydrographique des courants, vagues et sédiments dans l'environnement marin (UNEP/MAP/PAP, 2015).

Pour prendre en compte ces éléments, l'ONU Environnement/PAM a intégré l'OE 7 (Altération des conditions hydrographiques) dans le Programme de surveillance et d'évaluation intégrées (*Integrated Monitoring and Assessment Programme* – IMAP) pour la mer et la côte méditerranéennes (UNEP(DEPI)/MED IG.22/Inf.7, 2016)

L'IC 15 – « Localisation et surface des habitats directement impactés par les modifications hydrographiques » prend en compte les habitats marins qui peuvent être impactés ou dérangés par les modifications des conditions hydrographiques provoquées par de nouveaux développements. L'objectif principal de cet indicateur est de garantir que toutes les mesures d'atténuation des risques soient prises en compte dans la planification de futurs programmes de nouvelles constructions côtières, afin de minimiser l'impact sur l'écosystème côtier et marin ainsi que sur l'intégrité de ses services et sur le patrimoine culturel et historique.

Le bon état environnemental (BEE) en matière d'OE 7 hydrographie est atteint lorsque les impacts négatifs des nouvelles constructions sont minimisés, et n'affectent pas de manière négative les écosystèmes côtiers et marins à grande échelle.

Les liens entre l'OE7 et les autres objectifs écologiques, surtout l'OE 1 (Biodiversité) doivent être déterminés au cas par cas.

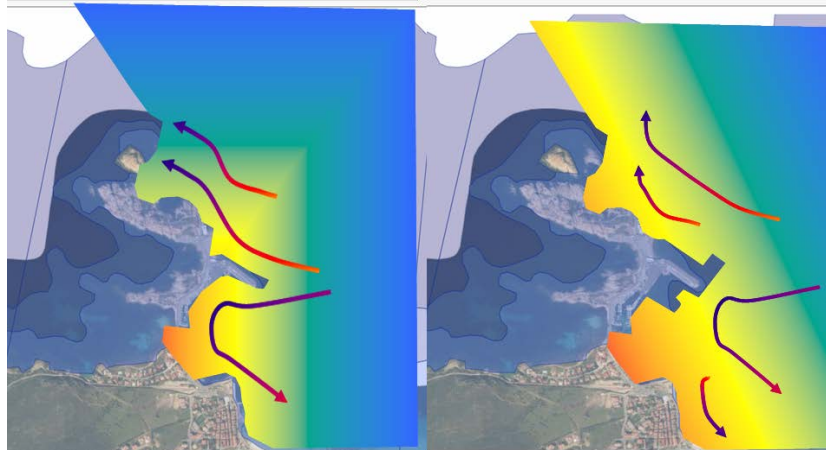


Figure 1. Illustration de conditions hydrodynamiques avec et sans structures (image réalisée et fournie par O. Brivois)

Contexte (élargi)

L'OE 7 cherche à évaluer les altérations permanentes dans les conditions hydrographiques liées aux nouvelles constructions. Par définition, le terme « hydrographie » intègre la profondeur, les courants de marée et les caractéristiques des vagues pour les eaux marines, y compris la topographie et la morphologie des fonds marins.

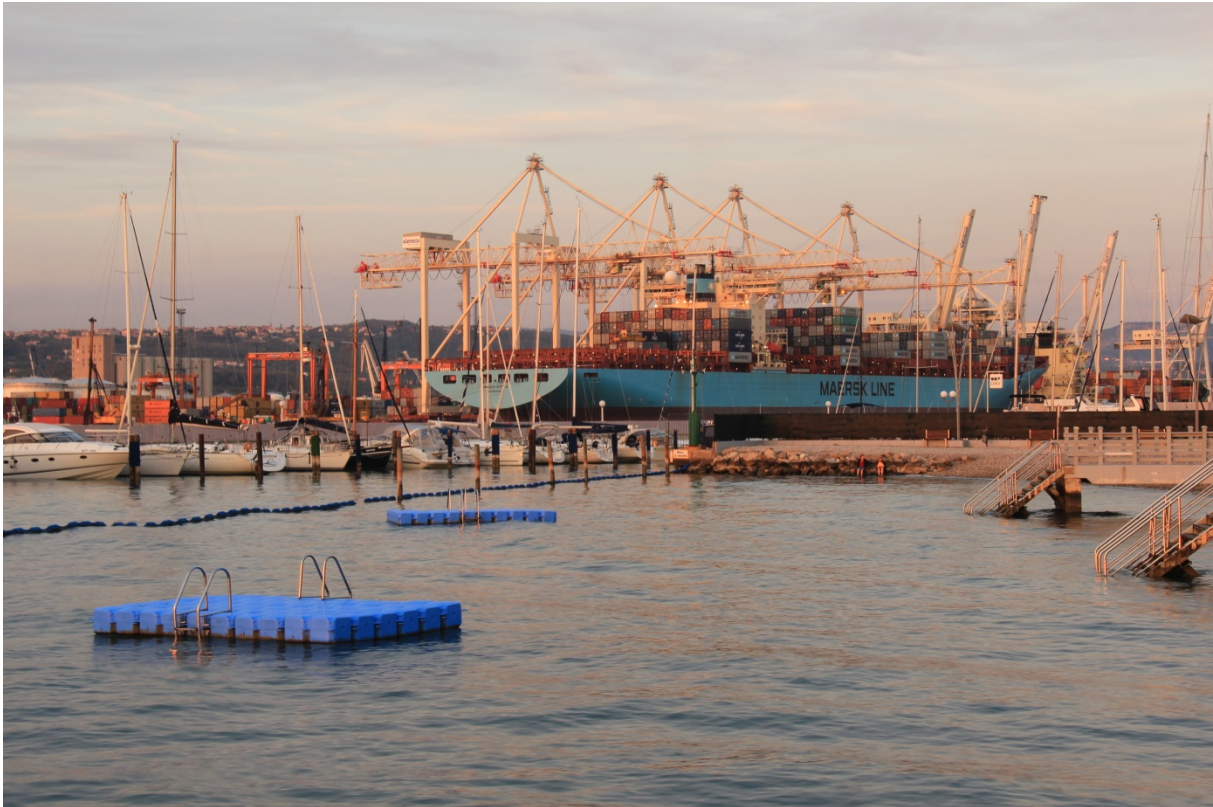
L'IC 15 de l'OE 7 prend uniquement en considération les nouvelles constructions, car les structures existantes ont déjà modifié les conditions hydrographiques et impacté les habitats. Comme les paramètres initiaux avant la construction des structures existantes sont inconnus, il est impossible de faire une surveillance de l'IC 15 pour les structures existantes.

Il y a un lien évident entre l'OE 7 et d'autres objectifs écologiques et particulièrement l'OE 1 (biodiversité). La définition des habitats fonctionnels dans l'OE 1 pourrait aider à identifier les habitats benthiques à prendre en considération dans l'OE 7. Ultimement, l'évaluation des impacts, y compris des impacts cumulatifs, est une question transversale pour l'OE 1 et l'OE 7.

Le document d'orientation indiquant la manière de refléter les changements dans les conditions hydrographiques dans les évaluations pertinentes a été préparé en 2015, en vue de définir une approche méthodologique pour évaluer les altérations des conditions hydrographiques engendrées par des constructions et activités permanentes sur la côte et en mer et leurs impacts sur les habitats (UNEP/MAP/PAP, 2015).

Le Protocole de la Convention de Barcelone pertinent pour l'OE 7, le Protocole relatif aux aires spécialement protégées et à la diversité biologique en Méditerranée (UNEP/MAP/PAP, 1999), demande aux Parties contractantes à la Convention de Barcelone d'assurer une surveillance continue des processus écologiques, des dynamiques des populations, des paysages, ainsi que de l'impact des activités humaines (article 7 b). En outre, il précise que les Parties doivent évaluer et tenir compte des impacts possibles, directs ou indirects, immédiats ou à long terme, y compris des impacts cumulatifs, des projets et activités sur les aires et espèces protégées et leurs habitats (article 17).

Un autre protocole de la Convention de Barcelone, le Protocole sur la gestion intégrée de la zone côtière en Méditerranée (UNEP/MAP/PAP, 2008), invite dans son article 9 les Parties à faire en sorte que les impacts dommageables sur les écosystèmes, les paysages et la géomorphologie de la côte causés par les infrastructures, installations et ouvrages soient réduits au minimum ou, s'il y a lieu, compensés par des mesures non financières. En outre, ce même article 9 demande à ce que les activités maritimes soient conduites « de manière à assurer la préservation des écosystèmes côtiers, conformément aux règles, normes et procédures des conventions internationales pertinentes ».



Photographie par Marko Prem

Méthodologies d'évaluation

La méthodologie pour évaluer les indicateurs peut être divisée en trois étapes principales :

- (i) Détermination des conditions hydrographiques initiales (surveillance et modélisation des conditions avant la construction) ;
- (ii) Evaluation des altérations hydrographiques induites par la nouvelle construction (en comparant les conditions initiales et les conditions avec la construction, en utilisant des outils de modélisation) ; et
- (iii) L'évaluation des habitats directement impactés par les altérations hydrographiques (en croisant la carte des altérations hydrographiques et celle des habitats).

En matière de conditions hydrographiques, il est au minimum nécessaire d'évaluer les changements en termes de vagues et de courants, et les changements dans les processus de transport des sédiments ainsi que de la turbidité dans le cas des plages de sable, et de la salinité et/ou des changements de température au cas où les constructions seraient responsables de rejets d'eau, d'extraction d'eau ou de changements dans les mouvements d'eau douce.

La surveillance devra porter plus précisément sur les habitats d'intérêt autour de nouvelles constructions permanentes (qui dureront plus de 10 ans) dans les eaux côtières. En première approche, l'échelle spatiale (à la fois en parallèle de la côte et vers le large) à utiliser pourrait être comprise entre 10 et 50 fois la longueur caractéristique de la structure. En fonction des premiers résultats obtenus pour cette emprise, elle pourra être élargie ou recentrée autour de la structure.

Pour évaluer correctement les changements induits par les constructions sur les habitats dans le temps, différentes échelles de surveillance sont proposées : avant la construction (conditions initiales) ; lors de la construction ; et après la construction – changements à court terme de 0 à 5 ans plus tard (au moins une fois par an pendant 5 ans), à moyen-terme de 5 à 10 ans (au moins tous les deux ans jusqu'à 10 ans), et à long terme (10 à 15 ans après la construction).

RESULTATS

Résultats et état, y compris tendances (en bref)

En l'absence d'évaluation systématique de cet indicateur particulier au niveau régional à ce jour, il n'a pas été possible de trouver des exemples de croisement entre une zone modélisée de modifications hydrographiques et celle d'un habitat. La méthodologie appliquée à certains exemples partiels est essentiellement composée des mesures de tendances de certains paramètres hydrographiques (température, salinité, vagues, courants, acidification des océans) et limitée, surtout qualitativement, à l'analyse d'impacts sur les habitats au niveau national.

Les données présentées dans la section plus développée proviennent principalement des pays de l'UE. Il est nécessaire de souligner que les informations présentées ici proviennent de l'évaluation technique de la Commission européenne des rapports sur le descripteur 7 par les pays européens. Ces informations sont antérieures à 2012 et ne sont pas complètement conformes à la fiche d'orientation pour l'IC 15.

Il existe des informations partielles qui seraient plus en adéquation avec la fiche d'orientation pour l'IC 15, mais ces études ont été réalisées à l'échelle locale et sont présentées comme des études de cas (le terminal LNG du port de Monfalcone Port, Italie ; et le terminal de containers de la baie d'Haïfa en Israël)

Résultats et état, y compris tendances (plus développé)

Un bref aperçu des évaluations initiales de l'état actuel de l'environnement des eaux marines des pays méditerranéens de l'UE est proposé ici. Il est nécessaire de souligner que les informations présentées proviennent de l'évaluation technique de la Commission européenne des rapports sur le descripteur 7 par les pays européens. Ces informations sont antérieures à 2012 et ne sont pas complètement conformes à la fiche d'orientation pour l'IC 15.

Dans leurs rapports, presque tous les États membres se sont concentrés sur les zones côtières, et la majorité (tels que la France, la Grèce, l'Italie et l'Espagne) a exprimé le besoin de gérer le manque de connaissances.

Certains pays se sont concentrés sur des paramètres spécifiques, tels que la température et la salinité (Croatie, Italie), tandis que d'autres ont également évalué d'autres paramètres tels que le régime des vagues/des courants (Malte, France) et l'acidification marine (Chypre, Grèce).

La taille de la zone affectée par les processus hydrographiques a été indiquée pour certains pays (Chypre, Grèce, Italie, Slovaquie, Espagne) et les nombres varient considérablement en raison des différentes méthodologies utilisées.

Certains pays ont indiqué que les pressions sur les conditions hydrographiques étaient générées par certaines forces motrices (France, Grèce, Malte, Slovaquie). Quelques pays ont également évalué l'impact des altérations hydrographiques sur les habitats marins comme Chypre (impacts sur les micro algues), la Grèce (impacts sur les habitats des fonds marins) et Malte (impacts sur les algues et les prairies sous marines).



Photographie par Marko Prem

CONCLUSIONS

Conclusions (en bref)

L'IC 15 de l'OE7 porte sur la localisation et l'étendue des habitats directement impactés par les altérations hydrographiques. La plus grande difficulté associée à cet indicateur est d'exprimer des conclusions au niveau régional puisque les programmes de suivi sont actuellement en cours d'élaboration dans la plupart des pays méditerranéens. Il n'y a donc pas de résultats d'évaluation sur cet indicateur (comme cela est proposé dans la fiche d'orientation des indicateurs) au niveau national ou régional.

Les conclusions présentées ici se basent principalement sur une étude de bureau des rapports des évaluations techniques sur les altérations hydrographiques des pays européens. Toutefois, ces rapports se focalisent principalement sur la mesure des tendances pour certains paramètres hydrographiques, ce qui n'est pas entièrement en conformité avec les exigences pour l'IC 15. Cependant, la mesure des conditions hydrographiques initiales pourra servir de base de données initiale pour réaliser des évaluations plus détaillées dans le futur. Deux projets à échelle locale sont présentés comme des études locales : le terminal LNG du port de Monfalcone Port, Italie ; et le terminal de containers de la baie d'Haïfa en Israël.

Conclusions (plus développées)

Messages clés

- L'IC 15 de l'OE7 porte sur les habitats marins qui peuvent être impactés ou dérangés par les changements dans les conditions hydrographiques (courants, vagues, charges sédimentaires en suspension) dus aux nouvelles structures côtières ;

- Le suivi national de l'OE7 dans les pays méditerranéens n'a toujours pas été mis en place ou n'en est qu'à ses débuts ;
- Il n'y a pas suffisamment de données pour tirer des conclusions/observer les tendances sur l'IC 15 au niveau régional, subrégional ou même national.



Photographie par Marko Prem

Lacunes en termes de connaissances

Les lacunes en termes de connaissances sur la mise en œuvre de l'IC 15 sont importantes, car il s'agit d'un indicateur complexe et récemment introduit. On constate qu'il y a globalement peu d'études et de surveillance de cet indicateur à tous les niveaux géographiques. Les évaluations des altérations hydrographiques (données fournies en amont et en aval des chantiers de construction) et de leur intersection avec les habitats marins sont extrêmement rares en Méditerranée, à l'exception de certaines EIE/EES au niveau local.

Comme partout, il existe certainement un manque de données sur les caractéristiques physiques en mer Méditerranée (données bathymétriques, topographie du fond, vitesses des courants, exposition aux vagues, turbidité, salinité, température, ...) qui représentera le problème principal pour mettre en place cet indicateur, en particulier pour définir les conditions initiales. Pour identifier ces lacunes, un inventaire précis et global des données existantes et disponibles en mer Méditerranée devrait être réalisé.

D'autres difficultés proviennent de l'utilisation de modèles numériques pour évaluer les altérations hydrographiques. Ces outils nécessitent beaucoup de données (bathymétrie, données sur l'hydrographie offshore, données de terrain) et peuvent être coûteux en termes d'argent mais aussi de temps. En outre, l'utilisation de ces outils nécessite une certaine expérience et des connaissances sur le processus et les théories impliquées.

Le lien avec l'OE 1 est donc essentiel, puisqu'une carte des habitats de la zone d'intérêt (grand type d'habitat et/ou habitat sensible particulier) est requise. C'est pourquoi identifier les habitats benthiques prioritaires à prendre en considération pour l'OE 7 et évaluer les impacts, y compris les impacts cumulatifs, est une question transversale de la plus haute importance pour l'OE 1 et l'OE 7. En outre, il est nécessaire de faire des efforts pour identifier la relation cause-conséquence entre les altérations dues à de nouvelles structures et la détérioration des habitats.

En conclusion, cette évaluation intégrée des impacts implique des efforts de recherche supplémentaires en matière de modélisation des habitats, de cartographie des pressions et d'impacts cumulatifs, ainsi qu'une surveillance des zones qui pourraient être impactées.

Bibliographie

UNEP/MAP/PAP (1999) Protocol Concerning Specially Protected Areas and Biological Diversity in the Mediterranean - http://www.rac-spa.org/sites/default/files/protocole_aspdb/protocol_eng.pdf

UNEP/MAP/PAP (2008) Protocol on the ICZM in the Mediterranean, Split, Priority Actions Programme, 2008. http://www.pap-thecoastcentre.org/pdfs/Protocol_publikacija_May09.pdf

UNEP/MAP/PAP (2015). Guidance document on how to reflect changes in hydrographical conditions in relevant assessment (prepared by Spiteri, C.). Priority Actions Programme. Split, 2015.

UNEP(DEPI)/MED IG.22/Inf.7 (2016). Draft Integrated Monitoring and Assessment Guidance

UNEP(DEPI)/MED WG.433/1 (2017) PAP/RAC Meeting of the Ecosystem Approach Correspondence Group on Monitoring (CORMON) on Coast and Hydrography – Working Document

Information used in "Key assessment" chapter:

Pour Chypre, l'Espagne, la France, la Grèce, l'Italie, et la Slovénie : Article 12 Technical Assessments of the MSFD 2012 obligations (2014)

Pour la Croatie : Institute for Oceanography and Fisheries (2014) Skup značajki dobrog stanja okoliša za morske vode pod suverenitetom republike hrvatske i skup ciljeva u zaštiti morskog okoliša i s njima povezanih pokazatelja (en croate)

Pour Malte : Interference with Hydrological Processes (2013), retrieved from <http://rod.eionet.europa.eu>, on 22 February, 2017

OE 8 : Écosystèmes et paysages côtiers

Note: les cartes et illustrations sont provisoires

OE 8: IC 16. Longueur du littoral soumise à des perturbations dues à l'influence des structures artificielles

GENERALITES

Rapporteur : CAR/PAP

Échelle d'évaluation géographique : Nationale

Pays contributeurs : France, Italie, Monténégro

Thématique clé de la SMT : 3 - Processus et interactions terre-mer

OE : 8 - Écosystèmes et paysages côtiers

IC de l'IMAP : 16 - Longueur du littoral soumise à des perturbations dues à l'influence des structures artificielles

Code de la fiche d'évaluation de l'indicateur : EO8CI16

JUSTIFICATION/METHODES

Contexte (court)

Le littoral méditerranéen mesure environ 46 000 km de long, et il est estimé qu'environ 40% de la zone côtière totale est assujéti aux pressions de l'artificialisation des sols (Plan bleu, 2005). Les zones côtières sont menacées par le développement qui modifie le littoral afin de répondre par des constructions et des infrastructures aux besoins des filières de l'immobilier, du tourisme, des commerces et des transports. Ces développements causent des dommages irréversibles aux paysages, aux habitats et à la biodiversité ; ainsi qu'à la configuration côtière.

Cet OE n'est pas utilisé dans les autres initiatives régionales de l'approche écosystémique telles qu'Helcom ou OSPAR, ni dans la Directrice cadre « Stratégie pour le milieu marin ».

Le PAM insiste sur la nature intégrée de la zone côtière, et sur la nécessité de prendre en considération à la fois la partie marine et la partie terrestre qui sont ses éléments constitutifs comme cela est précisé dans le Protocole GIZC. L'objectif de l'IC de l'OE8 « Longueur du littoral soumise à des perturbations dues à l'influence des structures artificielles», est double : (i) quantifier le taux et la distribution spatiale de l'artificialisation du littoral en Méditerranée et (ii) assurer une meilleure compréhension des impacts de ces structures sur la dynamique du littoral.

Pour l'IC 16, le BEE peut être atteint en réduisant les perturbations physiques des zones côtières induites par les activités humaines près du trait de côte. La définition des cibles et des mesures, ainsi que l'interprétation des résultats en rapport avec cet IC seront laissés à la discrétion des pays en raison de forte dimension socio-économique, historique et culturelle, en plus des conditions géomorphologiques et géographiques spécifiques à chaque pays.



Figure 1. Exemple de trait de côte urbanisé (Source : G.Giorgi)

Contexte

La partie terrestre de la zone côtière, la zone intertidale et les eaux estuariennes près du rivage et marines de la Méditerranée sont de plus en plus altérées par la perte et la fragmentation des habitats naturels, ainsi que par la prolifération des constructions telles que les ports, les marinas, les brise-lames, les digues, les jetées et les empiètements. Ces infrastructures côtières peuvent endommager de manière irréversible les paysages, entraîner une perte d'habitats et de biodiversité, et influencer fortement la configuration du trait de côte. En effet, la perturbation physique entraînée par la construction de structures artificielles sur la bande côtière peut modifier le transport de sédiments, à fortiori sur les plages de sable, réduire la capacité du littoral à réagir aux facteurs de forçage naturels, et fragmenter l'espace côtier. La modification des plages émergées et l'élimination du système dunaire contribuent au phénomène d'érosion du littoral en affaiblissant la résilience de la plage aux tempêtes de mer. Les infrastructures de protection du littoral et la recharge des plages visent à parer à ce problème, mais préserver le système du trait de côte naturel et le transport des sédiments de la rivière est la meilleure solution.

Il est estimé qu'environ 40% de la zone côtière méditerranéenne est déjà assujéti aux pressions de l'artificialisation des sols. Ce pourcentage devrait encore grandir, notamment parce qu'il est prévu que la population urbaine dans les zones côtières méditerranéennes passe de 70 millions d'habitants en 2000 à 90 millions en 2025 (Plan bleu, 2005). En outre, il est nécessaire de prendre en considération l'importance du tourisme dans ces zones car dans certaines régions leur nombre peut être jusqu'à deux fois plus importants que celui des résidents lors des pics saisonniers. C'est pourquoi la construction de résidences de vacances est l'une des principales forces motrices pour la consommation de terre.

L'urbanisation sur la côte méditerranéenne est caractérisée par un développement urbain linéaire côtier rapide (Plan Bleu, 2005). L'augmentation de la population, des infrastructures et des installations entraîne une augmentation de l'artificialisation des terres dans la zone côtière. C'est pourquoi la surveillance de la longueur de côte soumise à des perturbations dues à l'influence des structures artificielles et de ses tendances est de la plus haute importance, afin de préserver les habitats, la biodiversité, et d'éviter le phénomène d'érosion du littoral. En outre, l'accès à la côte et aux plages, les qualités visuelles des paysages côtiers, les possibilités de développer la côte pour d'autres usages tels que le tourisme sont des éléments importants à prendre en considération.

L'OE 8 reflète également l'objectif de la Convention de Barcelone d'intégrer les zones côtières dans l'évaluation, qui est une obligation juridique depuis l'entrée en vigueur du Protocole relatif à la gestion intégrée des zones côtières de la Méditerranée (Protocole GIZC). Dans l'article 16 du Protocole, les Parties contractantes sont appelées à « [mettre] au point un formulaire de référence et un processus

agréés pour collecter les données destinées aux inventaires nationaux » concernant l'état et l'évolution des zones côtières.



Photographie par Marko Prem

Méthodes d'évaluation

La surveillance de l'IC 16 de l'OE8 s'attache à mesurer la longueur du trait de côte artificialisé et à déterminer le pourcentage que cela représente par rapport au trait de côte total du pays sur une échelle géographique appropriée. Un exemple de trait de côte artificialisé versus trait de côte naturel peut être observé dans l'exemple sur les brise-lames dans la figure 2.



Figure 2. Image de structure de protection côtière (bleu), zone artificialisée (rouge) et côte naturelle (vert) (image fournie par G.Giorgi)

La surveillance de l'IC côtier implique un inventaire de :

(i) la longueur et la localisation de la zone côtière artificialisée (infrastructures de protection, ports, marinas). Les techniques douces comme par exemple la recharge des plages ne sont pas incluses.

- (ii) la superficie de la zone gagnée sur la mer (ha) depuis les années 80 ; et
- (iii) la superficie de la zone imperméable dans la frange littorale (100 mètres de la côte).

Pour ce qui est du trait de côte à prendre en considération : le trait de côte officiel de référence tel que défini par la Partie contractante responsable devrait être pris en considération (la surveillance initiale et toutes les surveillances suivantes devront utiliser le même trait de côte de référence). La résolution optimale devrait être de 5m ou de 1:2000 sur l'échelle spatiale. Comme la surveillance devra être réalisée tous les 6 ans, chaque partie contractante devra fixer une année de référence dans l'intervalle de temps 2000-2012 afin d'éliminer les biais liés à des infrastructures trop anciennes ou passées et aux processus côtiers tels que l'érosion.

La longueur du trait de côte artificialisé devra être calculé comme la somme des segments sur le trait de côte de référence identifiés comme l'intersection de polygones représentant les structures artificielles et du trait de côte de référence. Les polygones représentant les structures artificielles sans intersection avec le trait de côte de référence seront ignorées. La distance minimale entre les structures de défense côtières devrait être d'au moins 10m afin de pouvoir classer ces segments comme naturels, par ex. si la distance entre deux structures adjacentes est de moins de 10m, tous les segments y compris les structures de défense côtières sont classées comme artificielles.

RESULTATS

Résultats et état, y compris tendances (en bref)

Aucun suivi systématique de l'IC de l'OE8 n'a pour l'instant jamais été effectué en Méditerranée. Pour l'instant, l'Italie est le seul pays à avoir mis en œuvre le suivi de cet indicateur au niveau national. Il y a eu également des évaluations au niveau nationale en France et au Monténégro, mais ces évaluations, bien qu'assez proches, ne tiennent pas entièrement compte des exigences liées à la surveillance de l'OE 8 dans la mesure où elles l'ont précédé. Toutefois, elles fournissent un bon aperçu de l'état des zones côtières françaises et monténégrines en matière de trait de côte artificialisé.

Jusqu'à présent, l'Italie est le seul pays à avoir mis en œuvre la surveillance de l'IC 16 de l'OE 8 au niveau national. Presque 16% du trait de côte était classifié comme artificialisé en 2006, avec de fortes variations régionales (sub-nationales), par exemple entre l'Italie continentale (20,5%) et la Sardaigne (4,5%). La proportion de trait de côte artificialisé a légèrement augmenté en 2012 dans le pays entier (+0,36%), avec encore une fois une augmentation plus prononcée dans l'Italie continentale (+0,51%) qu'en Sardaigne (+0,06%).

Au Monténégro, l'évaluation de 2013 a montré qu'environ 32% du trait de côte était artificialisé au niveau national, avec des différences majeures entre les comtés côtiers (par ex. 11,6% dans le comté d'Ulcinj contre 40,4% dans le comté de Tivat).

Le pourcentage d'artificialisation de la côte française méditerranéenne est d'environ 11%, avec des différences entre les régions, allant de 19,5% pour la région Languedoc-Roussillon à 2% pour la région Corse (MEDAM Project).

Il est à noter qu'au Monténégro et en France, la surveillance de la longueur du littoral artificialisé a été lancée bien avant la mise en œuvre des IMAP nationaux. La méthodologie utilisée pour délimiter cette longueur est assez similaire à celle préconisée dans les lignes directrices de surveillance de l'IMAP.

Résultats et état, y compris tendances (plus développé)

Les résultats de l'évaluation de la longueur du littoral artificialisée pour l'Italie sont résumés dans le tableau 1.

Tableau 1. Longueur du littoral artificialisé en Italie en 2006 (fourni par le projet EcAp/Ministère de l'environnement italien/ISPRA)

	LONGUEUR (KM)			POURCENTAGE		POURCENTAGE		TENDANCE
	2006			2006		2012		2006-2012
	total	naturel	artificiel	naturel	artificiel	naturel	artificiel	artificiel
ITALIE continentale	3844.985	3058.103	786.882	79.53	20.47	79.02	20.98	+0.51%
SICILIE	1177.769	1003.140	174.629	85.17	14.83	85.01	14.99	+0.16%
SARDAIGNE	1512.145	1444.395	67.749	95.52	4.48	95.46	4.54	+0.06%
TOTAL	6535.899	5505.638	1029.261	84.25	15.75	83.89	16.11	+0.36%

La longueur totale dans le tableau 1 fait référence au littoral de l'année 2006, et n'inclut pas les îles à l'exception de la Sardaigne et de la Sicile. Les surfaces artificialisées incluent les structures de protection côtière, les ports et les marinas. L'extension des zones imperméables du côté terrestre n'a pas été prise en compte dans le calcul de la surface des zones artificialisées. Les résultats ci-dessus révèlent des tendances significatives, telles que 2012 sur 2006 et 2018 sur 2012, qui doivent être calculées pour la Sardaigne et la Sicile séparément de celles de l'Italie continentale, car leur pourcentage de surface est totalement différent à la fois entre elles et par rapport au continent. Le haut niveau d'artificialisation de la Sicile résulte essentiellement de l'existence de petits ports et marinas, érigés ou agrandis sur les dernières 20 à 30 années.

Au Monténégro, l'évaluation de la longueur du trait de côte artificialisé a été réalisée dans le cadre du plan d'aménagement côtier (PAC) qui a servi de base pour le plan d'aménagement de 6 comtés côtiers, et de la stratégie nationale de GIZC pour le Monténégro. La longueur du littoral artificialisé a été évaluée pour les six comtés côtiers (tableau 2). L'indicateur a été calculé en superposant les zones construites à la zone côtière dans son ensemble pour avoir une idée du pourcentage de zone construite par rapport à l'intégralité du littoral. Une approche généralisée appliquée à la zone côtière a permis d'éviter les erreurs de calcul de la surface des côtes artificialisées (par ex. évitement des ondulations des marinas, ports, épis de digues, etc...). La figure 3 présente les résultats.

Tableau 2. Longueur du littoral artificialisé au Monténégro (fourni par G. Berlangi)

Comté	Littoral naturel (km)	Littoral artificialisé (km)	Total (km)	Pourcentage (artificialisé/total) (%)
Bar	23.615	12.549	36.164	34.7
Budva	24.505	7.305	31.810	23.0
Herceg Novi	32.883	19.715	52.597	37.5
Kotor	39.596	23.819	63.415	37.6
Tivat	19.008	12.885	31.893	40.4
Ulcinj	32.158	4.236	36.393	11.6
Total	171.764	80.509	252.273	31.9

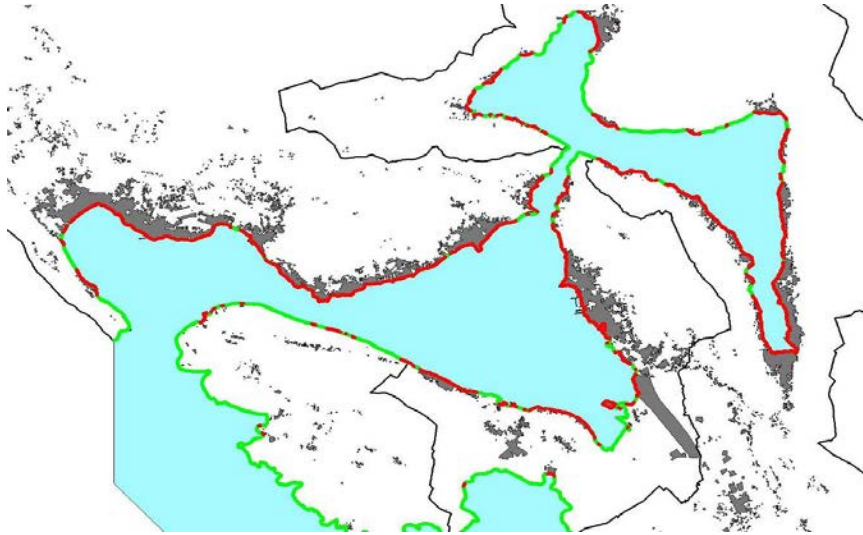


Figure 4. Cartographie du littoral artificielisé (rouge) et naturel (vert) au Monténégro (fourni par G. Berlengi).

En France, l'inventaire MEDAM a été dressé sous forme de projet visant le suivi (par base de données) des sources de pression provenant de l'artificialisation et du développement côtiers méditerranéens, notamment la longueur totale du littoral artificielisé ; le littoral « artificielisé » gagné sur la mer ; le pourcentage d' « artificialisation » du littoral (linéaire), etc.

Selon le MEDAM, le pourcentage d'artificialisation de la côte française méditerranéenne est de 11,1%, avec des différences entre les régions, allant de 19,5% pour la région Languedoc-Roussillon à 2% pour la région Corse.

Entre 1960 et 1985, le nombre de surfaces gagnées sur la mer a triplé le long du littoral méditerranéen, suivi par un net ralentissement entre 1985 et 2010, en grande partie attribuable à l'application d'un arrêté interdisant la destruction des phanérogames marins (*Posidonia oceanica* et *Cymodocea nodosa*) (Arrêté du 19 juillet 1988).

CONCLUSIONS

Conclusions (en bref)

L'inclusion de l'IC de l'OE 8 dans le processus EcAp vise à combler le manque de suivi systématique en Méditerranée des modifications de la zone côtière induites par l'artificialisation des sols. D'un autre côté, il n'existe que peu d'exemples à suivre, surtout parce que cet indicateur est sans précédent dans les approches écosystémiques régionales, tels que Helcom et OSPAR, et même dans le cadre de la Directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin ».

Certains pays tels que la France, l'Italie et le Monténégro ont conçu des inventaires de la surface côtière artificialisée, alors que d'autres pays en Méditerranée septentrionale et orientale initient le même projet aujourd'hui dans le cadre du projet EcAp MED II.

Conclusions (plus développé)

Messages clés

- Les zones côtières méditerranéennes sont menacées par les programmes immobiliers intensifs et autres infrastructures qui peuvent endommager les paysages, les habitats et la biodiversité. Le reporting national sur l'état et l'évolution des zones côtières est une exigence du Protocole GIZC ;

- Jusqu'à aujourd'hui, il n'y avait aucun suivi systématique de l'artificialisation du littoral en Méditerranée. Le seul pays ayant mis en œuvre à ce jour le suivi de l'IC de l'OE 8 au niveau national est l'Italie ; le Monténégro et la France ont lancé les mêmes projets ;
- Les cibles, seuils de BEE, mesures et interprétations des résultats de cet indicateur seront laissés à la discrétion des pays en raison de l'importance des dimensions socio-économique, culturelle et historique, en plus des conditions géomorphologiques et géographiques spécifiques



Photographie par Marko Prem

Manque de connaissances

Le nombre limité d'exemples de mise en œuvre de l'IC de OE 8 ne permet pas de souligner l'étendue du manque de connaissances qui pourrait en freiner l'application, même si certains manques de connaissances sont « connus ».

Il s'agit tout d'abord de délimiter la zone côtière de référence que chaque PC devra choisir afin de garantir la comparabilité des résultats requis pour les reportings. Malheureusement, il n'est pas inhabituel de trouver qu'il existe plus d'une zone côtière de référence par PC, produite par différentes technologies. De plus, le littoral évolue avec l'érosion naturelle, la montée des niveaux des mers et les modifications morphologiques. De surcroît, si la résolution spatiale est trop basse ou que la période est trop ancienne, les structures construites par l'homme peuvent être mal identifiées ou complètement ignorées, ce qui peut avoir de lourdes conséquences sur le calcul de la longueur du littoral artificialisé.

Le manque de disponibilité d'imageries satellite à haute résolution pourrait également être problématique, car ces images pourraient s'avérer être coûteuses. En outre, l'interprétation de ces images requiert des connaissances et des expériences. Dans ce cas, il sera indispensable d'organiser des formations pour les experts nationaux, ainsi que de renforcer les capacités.

Bibliographie

Berlengi, G. (2013) Primjena odabranih indikatora za praćenje i ocjenjivanje održivosti prostornog razvoja obalnog područja Crne Gore (en monténégro)

Boak, E., H. & Turner I., L. (2005), Shoreline definition and detection: a review, *Journal of Coastal Research* 21(4), 688-703,

Deichmann, U., Ehrlich, E., Small, E., and Zeug, G. (2011), Using high resolution satellite data for the identification of urban natural disaster risk (GFDRR (Global Facility for Disaster Reduction and Recovery)),

Markandya, A., Arnold, S., Cassinelli, M., and Taylor, T. (2008), Protecting coastal zones in the Mediterranean: an economic and regulatory analysis, *J, Coast, Conserv*, 12, 145–159,

McLachlan, A., Brown, A.C., 2006, *The Ecology of Sandy Shores*, Academic Press, Burlington, MA, USA, 373 pp

MEDAM - French Mediterranean coasts inventory and impact of reclamations from the sea <http://www.medam.info/index.php/en/>

Özhan, E. (2002), Coastal erosion management in the Mediterranean: an overview (Split: UNEP/MAP/PAP),

Plan Bleu (2005): Benoit G. and A. Comeau (eds.), “A Sustainable Future for the Mediterranean”, *The Blue Plan’s Environment & Development Outlook*, Earthscan, 2005.

Rochette, J., Puy-Montbrun, G., Wemaëre, M., and Billé, R. (2010), Coastal setback zones in the Mediterranean: a study on Article 8-2 of the Mediterranean ICZM Protocol, n°05/10 December 2010, IDDRI

Sanò, M., Jiménez, J.A., Medina, R., Stanica, A., Sanchez-Arcilla, A., and Trumbic, I. (2011), The role of coastal setbacks in the context of coastal erosion and climate change, *Ocean Coast, Manag*, 54, 943–950,

UNEP/MAP/PAP (2001), White paper: coastal zone management in the Mediterranean, (Split),

UNEP/MAP (2013), Approaches for definition of Good Environmental Status (GES) and setting targets for the Ecological Objective (EO) 7 “Hydrography” and EO8 “Coastal ecosystems and landscape” in the framework of the Ecosystem Approach,

UNEP(DEPI)/MED IG.22. UNEP(DEPI)/MED IG.22/Inf.7 (2016). Draft Integrated Monitoring and Assessment Guidance

UNEP(DEPI)/MED WG.433/1 (2017) PAP/RAC Meeting of the Ecosystem Approach Correspondence Group on Monitoring (CORMON) on Coast and Hydrography – Working Document

Annexe I
**Liste d'études de cas pour les objectifs écologiques 7 (hydrographie),
et 8 (écosystèmes et paysages côtiers)**

L'annexe I présente la liste des études de cas qui ont été fournies par les Parties contractantes et les partenaires pour l'OE 7 (**hydrographie**) et l'OE 8 (**écosystèmes et paysages côtiers**). **Les études de cas sont en cours d'édition.**

OE7	Titre	Parties contractantes, partenaires	Auteurs et affiliation
1	Évaluation des impacts environnementaux liés à un nouveau terminal à conteneurs (port de la baie d' Haïfa)	Israël	CAMERI – Institut de recherche en génie maritime et côtier, Technion City, Haïfa, Israël
2	Altérations hydrologiques et prédictions en termes d'habitats impactés par les terminaux de stockage, de regazéification et de distribution de GNL prévus dans le port de Monfalcone – Adriatique Nord.	Italie	Giordano Giorgi ¹ , Federico Rampazzo ² , Daniela Berto ¹ Projet EcAp-GIZC lancé par le Ministère italien de l'environnement. ¹ ISPRA – Institut italien pour la protection de l'environnement et la recherche, Via Vitaliano Brancati, 48 – 00144 – Roma, Italy
EO8	Titre	Parties contractantes, partenaires	Auteurs et affiliation
1	Mise en œuvre de l'indicateur sur la longueur de littoral artificialisé pour l'Italie: partie continentale, Sardaigne et Sicile	Italie	Giordano Giorgi ¹ , Tania Luti ¹ , Luca Parlagreco ¹ , Tiziana Cillari ¹ , Patrizia Perzia ¹ Saverio Devoti ¹ Projet EcAp-GIZC lancé par le Ministère italien de l'environnement. ¹ ISPRA Institut italien pour la protection de l'environnement et la recherche, Via Vitaliano Brancati, 48 – 00144 – Roma, Italy



NATIONS
UNIES

EP

UNEP(DEPI)/MED WG.444/11



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

11 juillet 2017
Original: Anglais

6^{ème} réunion du groupe de coordination sur l'approche écosystémique

Athènes, Grèce, 11 septembre 2017

Point 4 de l'ordre du jour: Présentation des fiches d'évaluation (Quality Status Report - QSR) du rapport sur la qualité

Enjeux horizontaux et transversaux du Rapport sur l'état de la qualité (QSR)

Pour des raisons environnementales aussi bien qu'économiques, ce document a été imprimé en nombre limité. Les représentants sont priés de bien vouloir apporter leur propre exemplaire aux réunions, et de ne pas demander de copies supplémentaires..

Enjeux horizontaux et transversaux du Rapport sur l'état de la qualité (QSR) (Plan Bleu, Version 10/07/2017)

Remarque : les cartes et illustrations sont provisoires

2. Caractéristiques environnementales

2.1. Environnement marin et côtier de la Méditerranée

Introduction :

Dans la mesure où l'approche écosystémique est une stratégie de gestion intégrée des terres, de l'eau et des ressources vivantes, son évaluation reconnaît non seulement les interactions entre les organismes et leur environnement, mais prend également en compte les hommes comme faisant partie intégrante des écosystèmes. En effet, les hommes dépendent incontestablement de l'état actuel et de l'avenir des écosystèmes et de ce qu'ils peuvent leur apporter. À l'inverse, on peut dire que l'état des écosystèmes est affecté par les actions et l'influence des hommes.

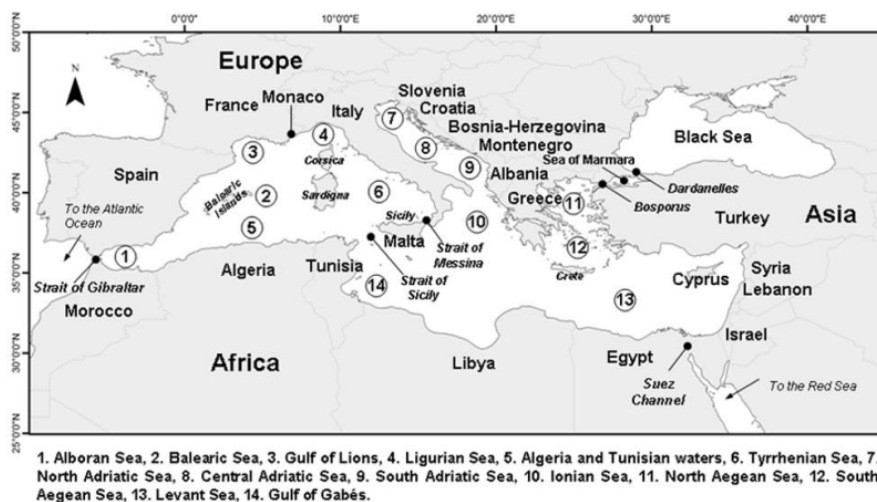
En ce qui concerne les écosystèmes marins et côtiers, les ressources font face à une liste bien connue et croissante de pressions et de demandes, *provenant d'activités anciennes comme la pêche et l'extraction de combustibles fossiles, ou de nouveaux usages comme l'énergie éolienne ou houlomotrice.*

L'évaluation intégrée des écosystèmes identifie les attributs socio-économiques et biophysiques qui maintiennent la structure et la fonction des écosystèmes, évalue les activités humaines et leur indépendance vis-à-vis de l'écosystème naturel. Cette évaluation estime également les alternatives de gestion qui visent à maintenir ou améliorer le système socio-écologique couplé.

Avant d'introduire les éléments socio-économiques et leurs interactions avec les écosystèmes marins et côtiers, il est essentiel d'exposer ici les caractéristiques environnementales de la mer Méditerranée afin d'obtenir une vue d'ensemble plus claire de cet écosystème marin et côtier unique.

Description de la mer Méditerranée (superficie, profondeur, cycle de l'eau, courants, etc.)

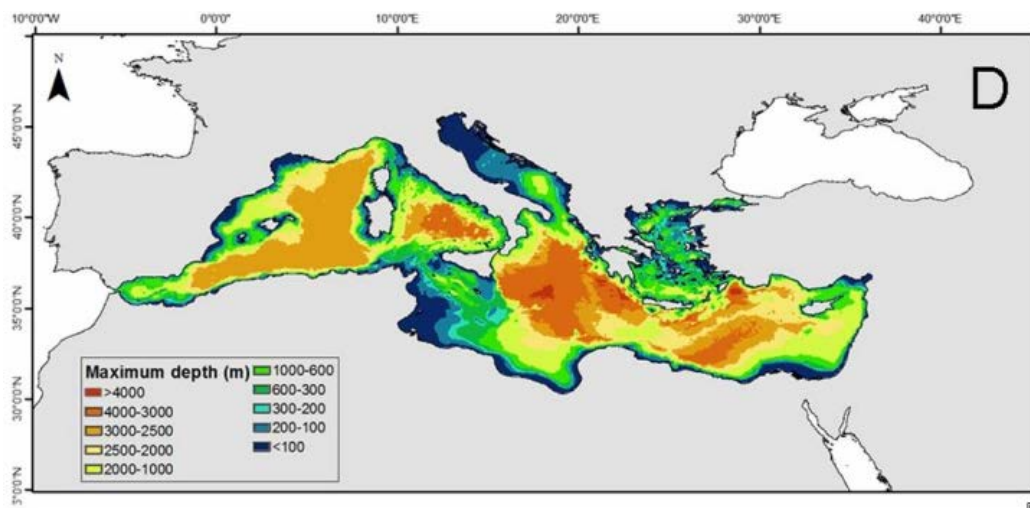
À travers ses 22 pays et territoires riverains, le bassin présente un climat et un héritage culturel naturel uniques où les problématiques environnementales et de développement sont particulièrement graves. La mer Méditerranée est un point chaud de biodiversité marine.



Régions biogéographiques, bassins et divisions administratives principaux de la mer Méditerranée (Source : Coll et al., 2010)

La mer intercontinentale s'étend de l'océan Atlantique à l'ouest au continent asiatique à l'est et sépare l'Europe de l'Afrique. Également appelée l'incubateur de la civilisation occidentale, l'ancienne « mer au milieu des terres » occupe une dépression irrégulière profonde, allongée et presque enclavée entre 30° et 46° de latitude nord, 5° 50' de longitude ouest et 36° de longitude est. Ce bassin constitue la mer fermée la plus grande (2 969 000 kilomètres carrés) et la plus profonde (1 460 mètres en moyenne, 5 267 mètres au maximum) sur Terre.

La Méditerranée présente des plateaux continentaux étroits et une grande surface de pleine mer. Ainsi, une grande partie du bassin méditerranéen peut être classée comme « eaux profondes », avec des caractéristiques inhabituelles comme des variations de températures allant de 12,8 °C à 13,5 °C dans le bassin occidental et de 13,5 °C à 15,5 °C dans le bassin oriental, et une forte salinité de 37,5 à 39,5 psu.



Carte bathymétrique (Source : Coll et al., 2010)

L'hydrodynamique méditerranéenne est déterminée par trois couches de masses d'eau : une couche superficielle, une couche intermédiaire et une couche profonde qui touche le fond. La mer Méditerranée ne reçoit des rivières qui s'y déversent qu'environ un tiers du volume d'eau qu'elle perd par évaporation. En conséquence, elle bénéficie d'un afflux continu d'eaux de surface provenant de l'océan Atlantique. Après avoir passé le détroit de Gibraltar, la majeure partie des eaux de surface entrantes transitent vers l'est le long de la côte nord de l'Afrique. Ce courant est la composante la plus constante de la circulation de la Méditerranée. Il est particulièrement fort en été, lorsque l'évaporation de la Méditerranée est à son apogée. L'afflux d'eau de l'océan Atlantique perd de sa force en transitant vers l'est, mais il est toujours reconnaissable comme mouvement de surface dans le canal de Sicile, voire jusqu'au large de la côte du Levant. Un petit volume d'eau provenant de la mer Noire entre également en Méditerranée comme courant de surface via le Bosphore, la mer de Marmara et les Dardanelles.

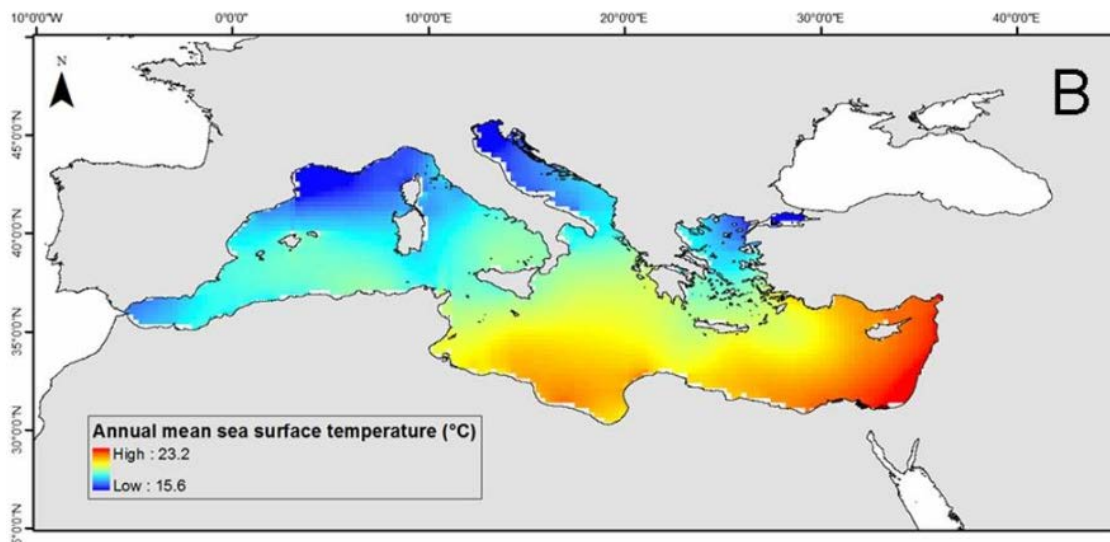
Répartition du littoral par type

Récemment sur l'échelle des temps géologiques, les côtes de la Méditerranée occidentale, tout comme celles du bassin oriental, ont été soumises à l'action inégale des dépôts et de l'érosion. Cette action, associée aux mouvements de la mer et à l'émergence et la submersion des terres, a donné lieu à une grande diversité de types de côtes. La côte Adriatique italienne, révélant les Apennins, est le parfait exemple d'une côte émergée. La côte de granite au nord-est de la Sardaigne et la côte dalmate où la surface terrestre érodée a coulé, générant des îles allongées parallèles à la côte, sont de parfaits exemples de côtes submergées. Les deltas du Rhône, du Pô, de l'Èbre et du Nil sont de bons exemples de côtes créées par le dépôt de limons.

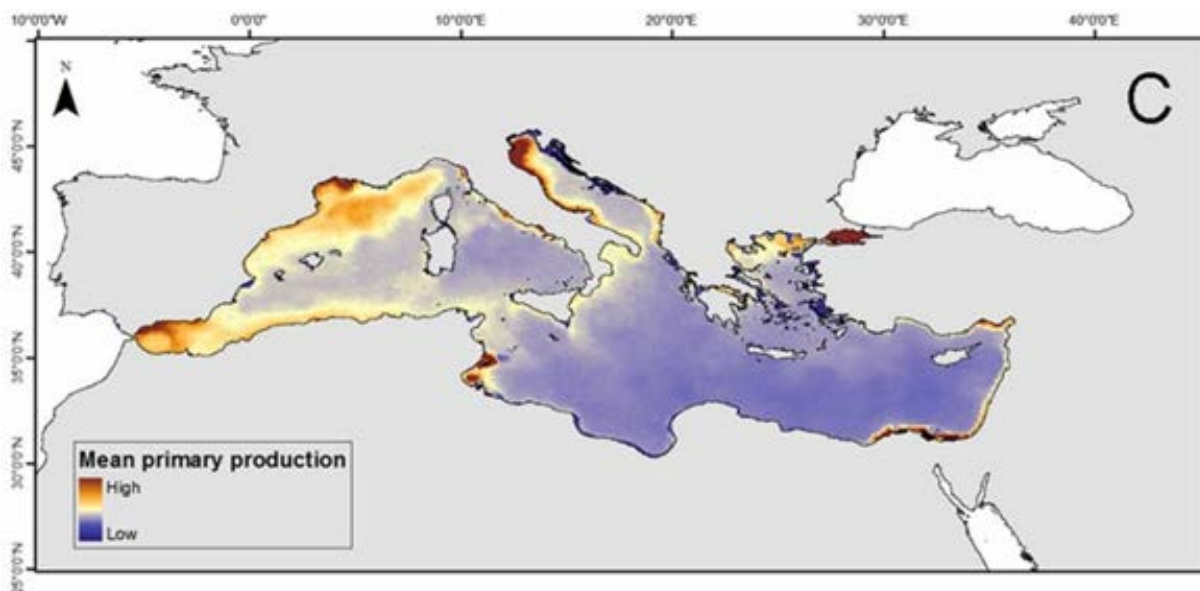
Climat : températures et précipitations

Le volume et la répartition des précipitations dans les régions méditerranéennes sont variables et imprévisibles. Le long de la côte nord-africaine, de Gabès en Tunisie à l'Égypte, il est rare de rencontrer plus de 250 mm (10 pouces) de précipitations, alors que sur la côte dalmate de la Croatie, certaines zones en reçoivent plus de 2 500 mm (100 pouces). C'est le littoral montagneux qui affiche le record de précipitations. Le climat de la région se caractérise par des étés chauds et secs et des hivers froids et humides. La température moyenne annuelle de la surface de la mer présente une forte saisonnalité et des gradients importants de l'ouest à l'est et du nord au sud.

Le bassin est en majorité oligotrophe, mais les caractéristiques régionales enrichissent le littoral par le biais de conditions de vent changeantes, de thermoclines temporaires, de courants et de rejets fluviaux. Le bassin se caractérise par de forts gradients environnementaux, où l'extrémité est plus oligotrophe que l'extrémité ouest. La production biologique diminue du nord au sud et d'ouest en est et est inversement proportionnelle à l'augmentation de la température et de la salinité.



Température moyenne annuelle de la surface de la mer (Source : Coll et al., 2010)

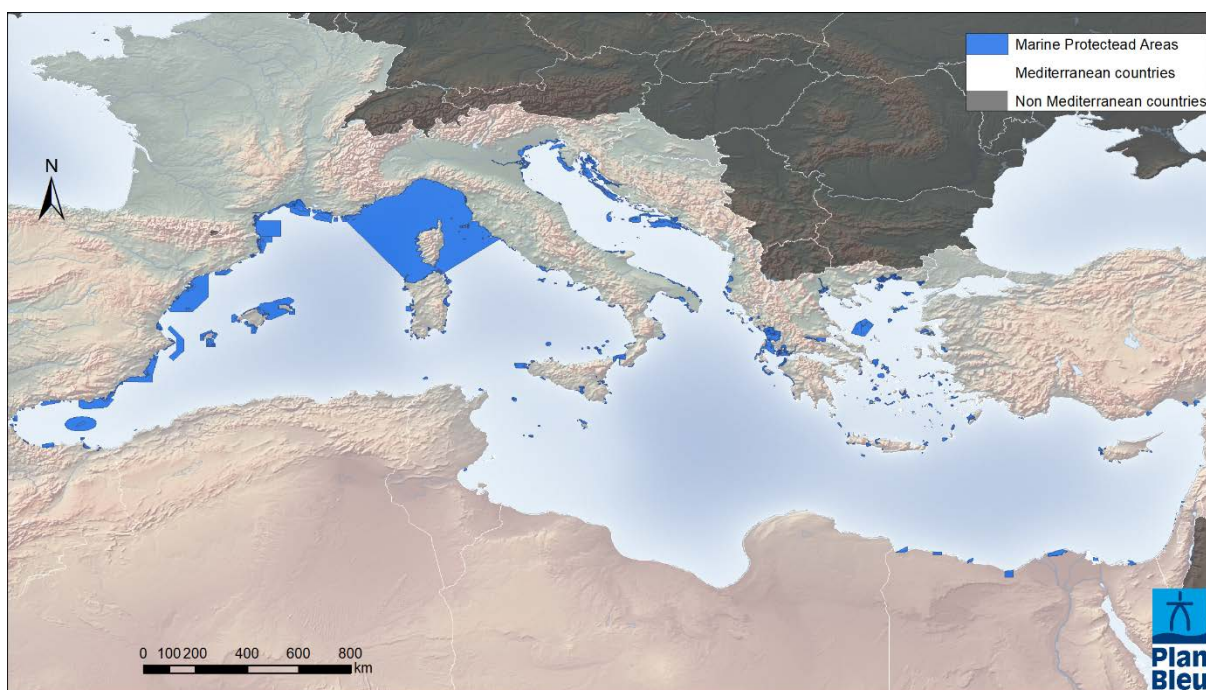


Production primaire moyenne annuelle nette (Source : Coll et al., 2010)

(Cette carte a été générée à partir des données de répartition de la chlorophylle du satellite SeaWiFS selon le modèle VGPM - Vertically Generalized Production Model, Behrenfeld et Falkowski, 1997)

Biodiversité (espèces clés, habitats, AMP)

La Méditerranée est l'un des 25 points chauds de biodiversité au monde. Son écosystème marin extrêmement diversifié abrite entre 4 et 18 % de la biodiversité marine au monde. Il est défini comme « en état de siège » en raison de l'impact historique et actuel de plusieurs facteurs de stress. Parmi ces facteurs, on trouve les pratiques de pêche, la perte et la dégradation des habitats, l'eutrophisation, et plus récemment l'introduction d'espèces exotiques et les effets du changement climatique. Étant donné que l'intensité de ces facteurs de stress augmente dans la majeure partie du bassin méditerranéen, des analyses temporelles sont de plus en plus nécessaires afin d'éclairer les politiques marines actuelles et futures et les actions de gestion.



Aires marines protégées (Source WDPa)

Près de 86 000 km² de la Méditerranée sont classés Aires marines protégées (AMP) ou sites Natura 2000. En 2016, seuls 3 % de la mer Méditerranée étaient protégés. L'objectif de 10 % de protection de la Convention sur la diversité biologique (CDB) est loin d'être atteint. De nouvelles aires marines protégées doivent être créées en haute mer pour des zones qui ne sont pas représentées dans le réseau actuel.

Flux d'eau en Méditerranée : bassins versants / ressources en eau

La région méditerranéenne est caractérisée par de fortes précipitations en hiver et des étés chauds et secs. Bien qu'une forte variabilité spatiale, de climat et une grande diversité existent dans les bassins méditerranéens, de nombreuses zones peuvent être classées comme arides ou semi-arides. La Méditerranée est une zone de transition entre une Europe tempérée aux ressources en eau relativement abondantes et constantes, et des déserts arides africains et arabes qui sont très pauvres en eau.

La région méditerranéenne subit de fortes tensions sur ses ressources en eau en raison d'une combinaison d'effets allant du changement climatique aux pressions anthropiques dues à une demande en eau croissante pour les usages domestiques et industriels, l'expansion des zones irriguées et les activités de tourisme.

Plus de la moitié de la population pauvre en eau du monde se concentre dans le bassin méditerranéen, qui détient seulement 3 % des ressources mondiales en eau douce.

Des mesures radicales ont déjà été prises pour atténuer la pénurie en eau, comme des transferts d'eau à grande échelle à l'intérieur des pays et entre les pays. Des structures de retenue sont construites afin de conserver autant d'eau que possible pour répondre à la demande domestique, industrielle et agricole. Toutefois, ces mesures affectent sévèrement les apports en eau douce et les sédiments et nutriments associés en mer Méditerranée, mettant en danger les écosystèmes et notamment les zones humides côtières, en raison de la croissance de l'érosion côtière et de la salinisation des aquifères.

Il est particulièrement intéressant de constater l'apport riverain d'eau douce dans la mer qui, avec les précipitations, est l'unique source d'eau douce à entrer dans la mer Méditerranée. En effet, l'afflux d'eau riveraine est estimé à la moitié du volume des précipitations tombant dans la mer. Le ruissèlement superficiel est ainsi l'une des composantes critiques du calcul du budget hydrologique pour la mer Méditerranée. Des estimations sont disponibles pour toutes les composantes du cycle de l'eau, avec néanmoins de grandes incertitudes quant aux pertes nettes d'eau de la mer qui varient de 470 à 1 310 mm/an.

La région se caractérise par son lien avec la Méditerranée, avec de nombreuses îles de différentes tailles et des péninsules divisant la mer en de nombreux sous-bassins connectés par des détroits, et la présence de crêtes montagneuses escarpées près des côtes. Cette configuration complexe terre-mer permet d'expliquer l'hétérogénéité spatiale du climat dans la région méditerranéenne et apporte un éclairage permettant d'aborder les questions de son changement climatique actuel et futur.



Bassins versants dans la région méditerranéenne (Plan Bleu)

2.2. Changement climatique

La région méditerranéenne : point chaud du changement climatique

La région méditerranéenne a été référencée comme l'une des régions les plus réactives au changement climatique et a été définie comme un « point chaud » principal par Giorgi (2006), sur la base des résultats des scénarios de projection du changement climatique mondial. Le dernier rapport du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC, 2013) identifie la Méditerranée comme

l'une des régions les plus vulnérables au monde vis-à-vis des impacts du réchauffement climatique. Le contexte du réchauffement climatique renforce la nécessité d'évaluer les conséquences possibles du changement climatique sur cette région sensible qui est susceptible de devenir plus chaude et plus sèche (GIEC 2007, 2013).

La Méditerranée, dans un lointain passé, a été le témoin de changements climatiques majeurs avec des températures en moyenne 8 °C inférieures aux températures actuelles (il y a 20 000 ans) ou 1 à 3 °C supérieures (il y a 6 000 ans). Le paysage, la faune et la flore, et la configuration côtière ont été très différentes en fonction des périodes (en raison de variations du niveau de la mer de plusieurs dizaines de mètres). Ces évolutions ont pris des centaines voire des milliers d'années.

Toutefois, la situation actuelle, ainsi que celle censée s'imposer dans les années à venir, est marquée par la vitesse à laquelle les changements vont s'opérer. Ce facteur amplifie l'impact attendu étant donné que des évolutions relativement rapides ne donnent aucune chance d'acclimatation et d'adaptation progressive aux écosystèmes ou aux sociétés.

Au cours du 20^{ème} siècle, on a constaté que la température de l'air dans le bassin méditerranéen avait augmenté de 1,5 à 4 °C selon la sous-région. Sur la même période et avec une nette accélération depuis 1970, les températures au sud-ouest de l'Europe (péninsule ibérique, sud de la France) ont augmenté de près de 2 °C. Le même effet de réchauffement peut également être observé en Afrique du nord, bien qu'il soit plus difficile à quantifier en raison de la nature plus inégale du système d'observation.

Impacts majeurs du changement climatique dans la région méditerranéenne

Les conclusions rendues par les spécialistes du climat se recoupent sur plusieurs points de consensus général :

- Même si l'objectif de l'Union européenne de ne pas dépasser une augmentation de température moyenne mondiale de 2 °C est atteint, l'augmentation des températures en Méditerranée a de fortes chances de dépasser les 2 °C. En raison des caractéristiques écologiques et socio-économiques des régions, l'impact sera plus marqué que dans n'importe quelle autre région du monde.
- Une diminution générale des précipitations moyennes est attendue dans tout le bassin méditerranéen.
- Les zones les plus vulnérables de la Méditerranée sont celles du nord de l'Afrique le long des déserts, des principaux deltas (Nil, Pô et Rhône par exemple), du littoral (côtes nord et sud), ainsi que des zones vulnérables socialement et celles à la croissance démographique rapide (les rives sud et est, les villes et banlieues denses) (GIEC AR4, 2007).
- L'impact du changement climatique sur l'environnement est déjà visible en Méditerranée et ses effets s'observent déjà sur l'activité humaine.
- Étant donné les incertitudes susmentionnées, des scénarios plus optimistes ou pessimistes (scénarios de rupture avec changement abrupt et rapide) que les scénarios centraux présentés ici ne sont pas à exclure. Ainsi, un consensus a été trouvé sur l'augmentation des températures et la diminution des précipitations dans le bassin méditerranéen dans son ensemble.
- Selon le scénario A1B du 4^{ème} rapport du GIEC, la température de l'air augmentera entre 2,2 °C et 5,1 °C en Europe du sud et dans la région méditerranéenne si l'on compare la période allant de 2080 à 2099 à celle allant de 1980 à 1999 (avec quelques différences sous-régionales).
- Les mêmes projections prévoient une diminution des précipitations de 4 à 27 % en Europe du sud et dans la région méditerranéenne (alors que l'Europe du nord enregistrera une augmentation de 0 à 16 %). On s'attend également à ce que l'augmentation des périodes de sécheresse (associée à une dégradation des terres) soit aggravée par un grand nombre de jours à plus de 30 °C (Giannakopoulos et al. 2005).

- Des événements extrêmes tels que les canicules, la sécheresse ou les inondations peuvent devenir plus fréquents et plus sévères.
- En ce qui concerne l'évolution / le changement du niveau de la mer, des séries chronologiques plus longues provenant de l'altimétrie satellitaire sont nécessaires, ainsi qu'un réseau de marégraphes in situ plus efficace, afin de parvenir à des conclusions solides. Seules quelques études climatologiques estiment qu'une augmentation moyenne de 35 cm du niveau de la mer pourrait se produire au 21^{ème} siècle.

L'eau est au cœur des principaux impacts attendus du changement climatique sur le milieu naturel en Méditerranée, qui sont les suivants :

- Eau : un changement rapide du cycle de l'eau dû à une évaporation accrue et à des précipitations moindres ;
- Sol : une baisse de la capacité de stockage en eau (en raison de changements de porosité résultant d'une évolution des températures, le rendant plus sec) a accéléré la désertification déjà en cours (surexploitation et épuisement des sols).
- Biodiversité marine et terrestre (animaux et plantes) : une migration vers le nord et un changement d'altitude, l'extinction des espèces les plus sensibles au climat ou les moins mobiles et l'apparition de nouvelles espèces.

Élévation du niveau de la mer

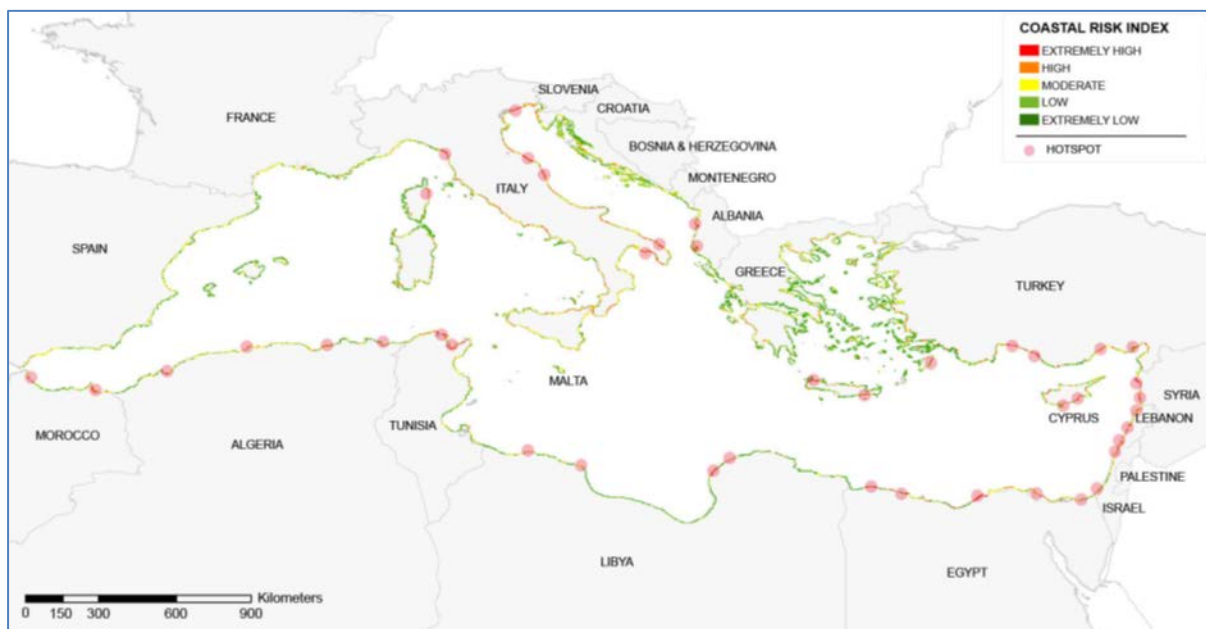
Sur la base des modèles existants disponibles pour évaluation, les valeurs centrales pour obtenir des projections de l'élévation du niveau de la mer d'ici 2100 s'étalent de 30 à 40 cm et environ 60 % de cette augmentation serait due à la dilatation thermique de l'eau de mer.

La mer Méditerranée présente un littoral accidenté découpé en plusieurs mers de plus petite taille : l'Adriatique, la mer Égée, la mer d'Alboran et la mer Ionienne, ce qui implique des observations de haute résolution pour des analyses complètes. Il a été mis en évidence par exemple que la plupart des variations de température sont à l'origine de la plus grande part du changement stérique général dans les 400 m supérieurs de la mer Méditerranée (jeux de données MEDAR13). Entre les années 60 et les années 90, le refroidissement des eaux supérieures de la Méditerranée orientale a été à l'origine d'une réduction des hauteurs stériques, alors qu'après 1993, le réchauffement a provoqué une élévation du niveau de la mer. Les changements du niveau stérique de la mer dans les eaux supérieures de l'Adriatique et de la mer Égée semblent également être corrélés avec la NAO.

Risques liés au changement climatique

Le changement climatique est probablement l'un des défis les plus fondamentaux auxquels doit faire face la région méditerranéenne. Le bassin méditerranéen a été identifié comme l'une des deux régions les plus réactives au changement climatique au niveau mondial. Le cinquième rapport d'évaluation du GIEC considère la région comme « fortement vulnérable face au changement climatique », indiquant également qu'elle « subira plusieurs facteurs de stress et défaillances systémiques dues aux changements climatiques ». Les risques généraux liés aux impacts du changement climatique peuvent être réduits par l'atténuation, c.-à-d. en limitant le rythme et l'ampleur du changement climatique. Toutefois, même dans les scénarios d'atténuation les plus ambitieux, le risque d'impacts climatiques négatifs subsiste, en raison du changement climatique déjà installé. Ainsi, il est essentiel de mettre en place des politiques et mesures d'adaptation dans l'anticipation d'un large éventail de risques climatiques potentiels.

Les impacts du changement climatique mettent en danger les populations et les biens côtiers. Les autorités concernées sont encouragées à prendre des mesures d'adaptation conformes au protocole relatif à la gestion intégrée du littoral en Méditerranée (Convention de Barcelone) et aux stratégies nationales de gestion intégrée des zones côtières.



Indice des risques côtiers (Source : Fondation MedSea, 2016)
Source http://planbleu.org/sites/default/files/publications/notes28_en_revissee.pdf

La carte régionale de l'évaluation des risques côtiers, au forçage climatique et non-climatique, affiche les résultats en termes de catégories de risques pour les zones côtières étudiées. La carte indique les valeurs de risque pour chaque site (cellule) en appliquant l'équation de la méthode CRI-MED. Les sites comportant des valeurs de « risque extrêmement élevé » sont indiqués en rouge et, dans le contexte de l'étude, ils sont définis comme des « points chauds ».

Au-delà du gradient nord-sud en Méditerranée, les paysages particulièrement vulnérables comprennent les deltas et le littoral (vulnérables à l'élévation du niveau de la mer), ainsi que les villes à forte expansion ne disposant pas des infrastructures et institutions adaptées. Dans les régions méditerranéennes, environ 50 % de la population urbaine vit à moins de 10 m au-dessus du niveau de la mer. Les destinations touristiques (concentrées le long de la côte) sont vulnérables non seulement à l'élévation du niveau de la mer, mais également aux températures plus élevées en été, susceptibles de repousser les touristes vers des destinations plus fraîches et plus au nord.

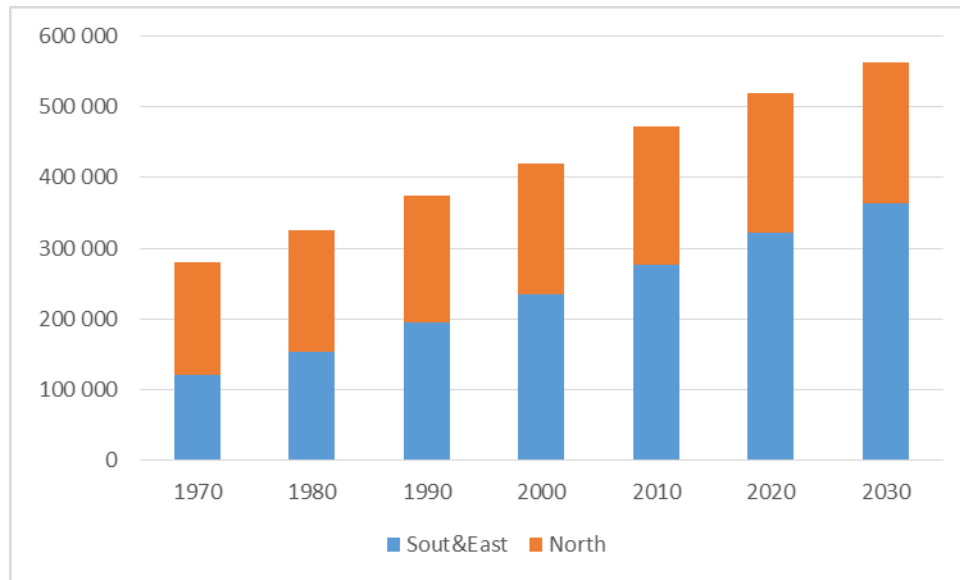
3. Caractéristiques socio-économiques de la Méditerranée

Niveau national

Le bassin méditerranéen se caractérise par de fortes disparités socio-économiques, notamment entre les pays du nord et les pays du sud et de l'est de la région.

Population

Alors que le développement démographique au nord est presque stagnant, une forte croissance démographique au sud-est (associée à un manque de politiques efficaces) provoque une surexploitation des ressources en eau, en terres et autres, engendrée par le défrichement, la culture des terres marginales, le surpâturage et la collecte du bois de chauffage. La productivité des terres diminue en conséquence.

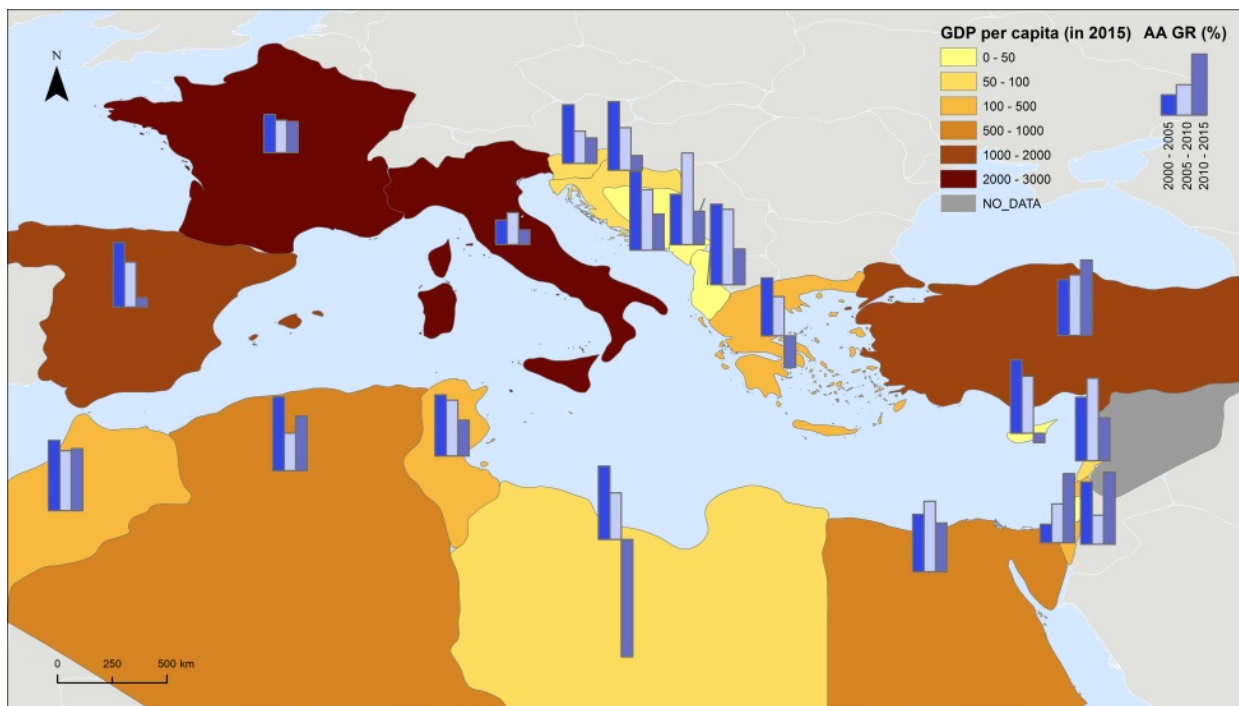


Population des pays méditerranéens (100 habitants) (Source UN WPP 2015)

À l’opposé, de nombreuses zones rurales des pays du nord font état d’un abandon des terres agricoles, se voyant ainsi envahies par les arbres et arbustes, et sont témoins d’un verdissement des terres. Les pays du sud et de l’est de la Méditerranée s’urbanisent rapidement, avec presque toute la croissance démographique prévue dans les villes, alors que les taux d’urbanisation dans le nord sont plus ou moins stables.

Disparités économiques dans la région méditerranéenne

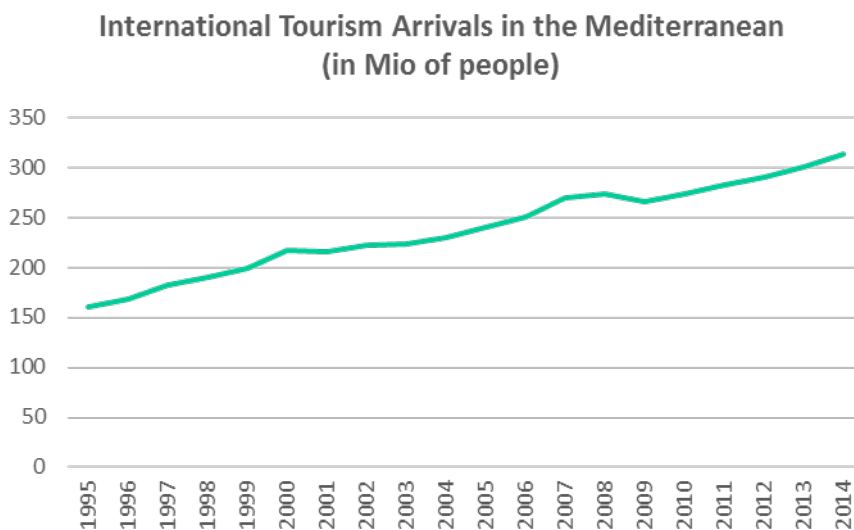
En 2015, le revenu moyen par habitant dans les pays du sud et de l’est de la Méditerranée est 2,5 fois inférieur au revenu moyen dans les pays méditerranéens faisant partie de l’Union européenne. Le taux de croissance du PIB dans les pays du sud et de l’est de la Méditerranée est largement supérieur à celui des pays méditerranéens faisant partie de l’Union européenne. Toutefois, ces taux sont considérés comme faibles par rapport aux taux de croissance démographique, car la croissance démographique est encore forte dans les pays du sud de la Méditerranée. Le pourcentage du PIB méditerranéen par rapport au PIB mondial diminue : de plus de 13,5 % en 1990, il est passé à 11,5 % en 2010 et à 9,7 % en 2015. Simultanément, le pourcentage de la population méditerranéenne reste constant par rapport à la population mondiale (environ 7 %).

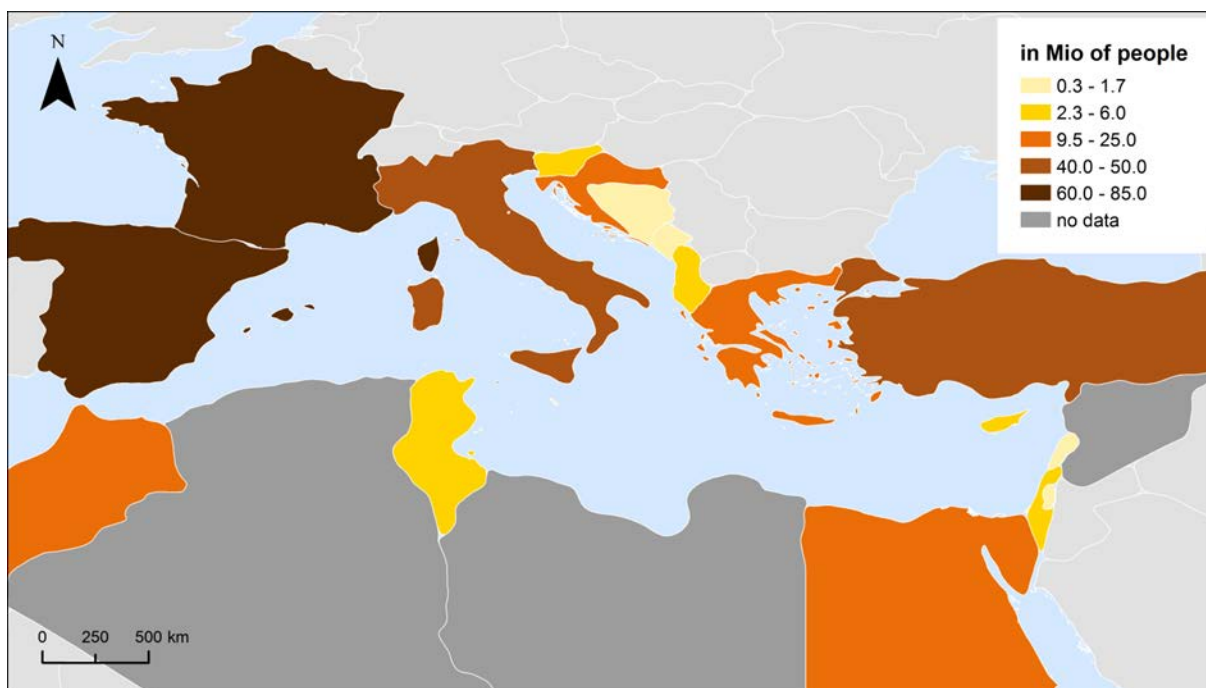


Produit intérieur brut (Banque Mondiale)

Tourisme

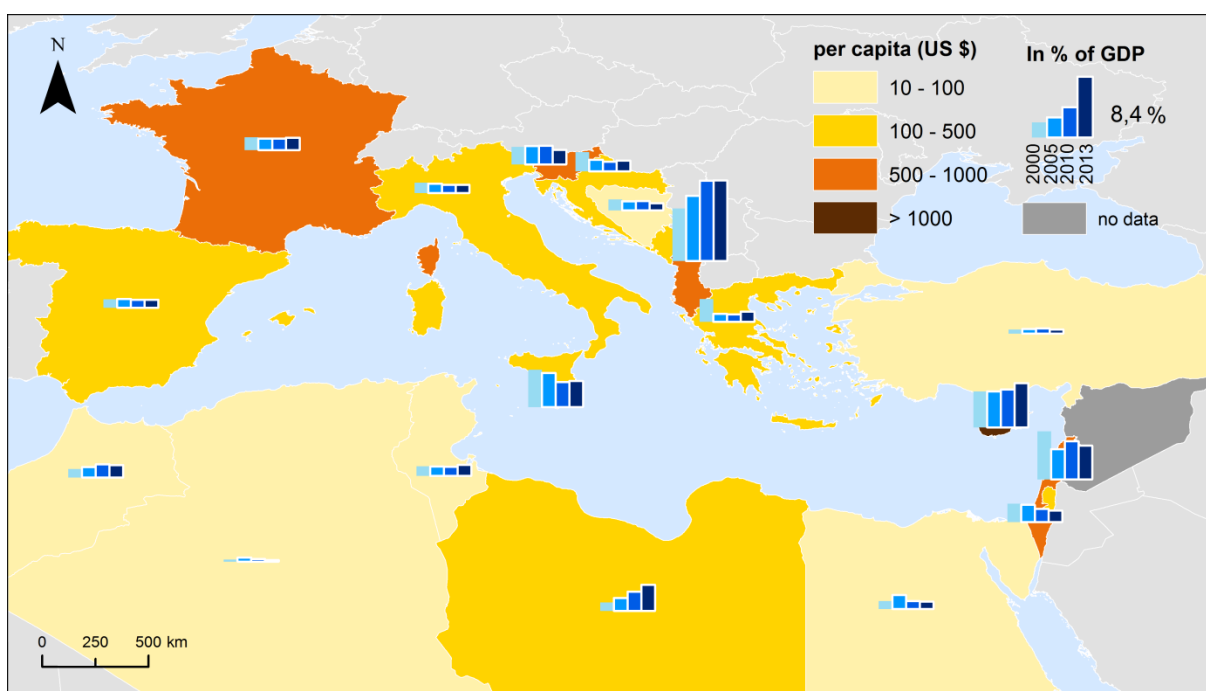
La Méditerranée est la première destination touristique au monde en termes de tourisme national et international, avec plus de 300 millions d'arrivées de touristes internationaux, représentant 30 % de l'ensemble des touristes mondiaux en 2014. Les arrivées de touristes internationaux ont progressé de 58 millions en 1970 à près de 314 millions en 2014, avec une prévision de 500 millions d'ici 2030. Environ 50 % de ces arrivées se font sur les côtes.





Arrivées de touristes internationaux dans les pays méditerranéens en 2014
(Source OMT)

En 2016, le tourisme a contribué à générer 333,2 milliards de dollars US dans les pays méditerranéens. Au cours des 20 dernières années, la contribution directe du tourisme au PIB de la région méditerranéenne a augmenté de 53 %. Le tourisme est un pilier essentiel des économies méditerranéennes, qui représente une source constante d'emploi (11,5% du nombre total d'emplois en 2014) et de croissance économique (11,3% du PIB de la région). Dans le bassin méditerranéen, le tourisme est vital pour de nombreux pays : si l'on compte uniquement l'économie des régions littorales, le tourisme représente plus de 70% en termes de valeur de la production et de valeur ajoutée brute.

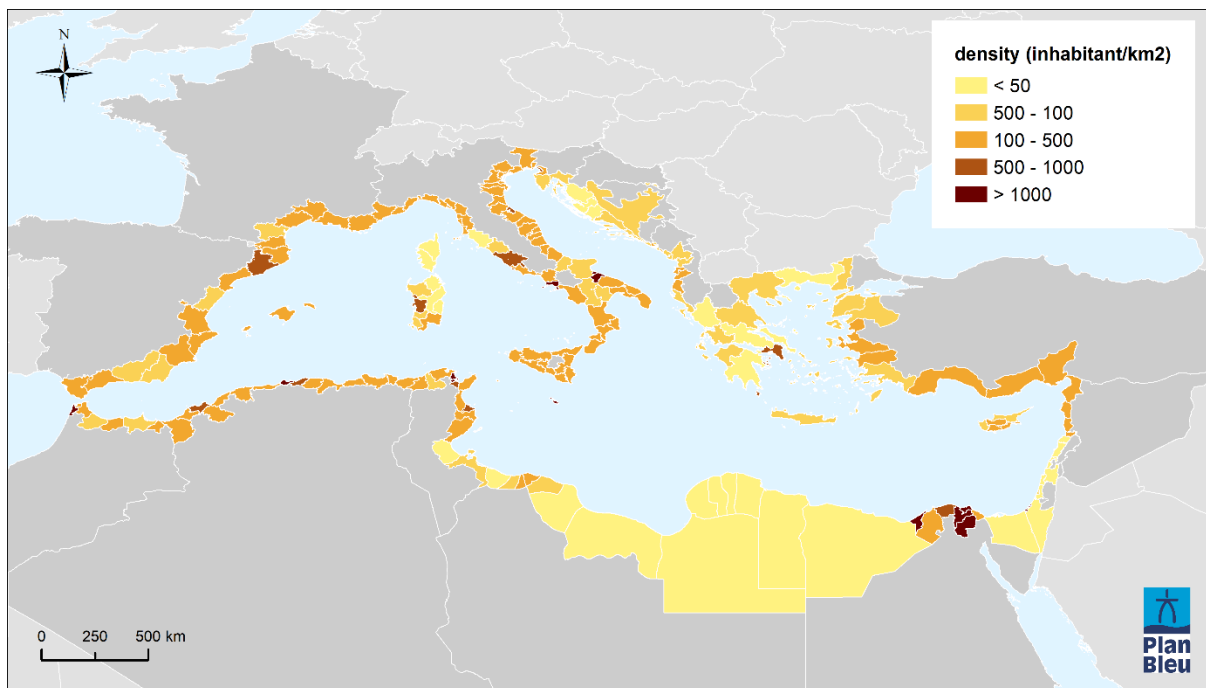


Recettes du tourisme international (Source OMT)

Niveau côtier

Population côtière

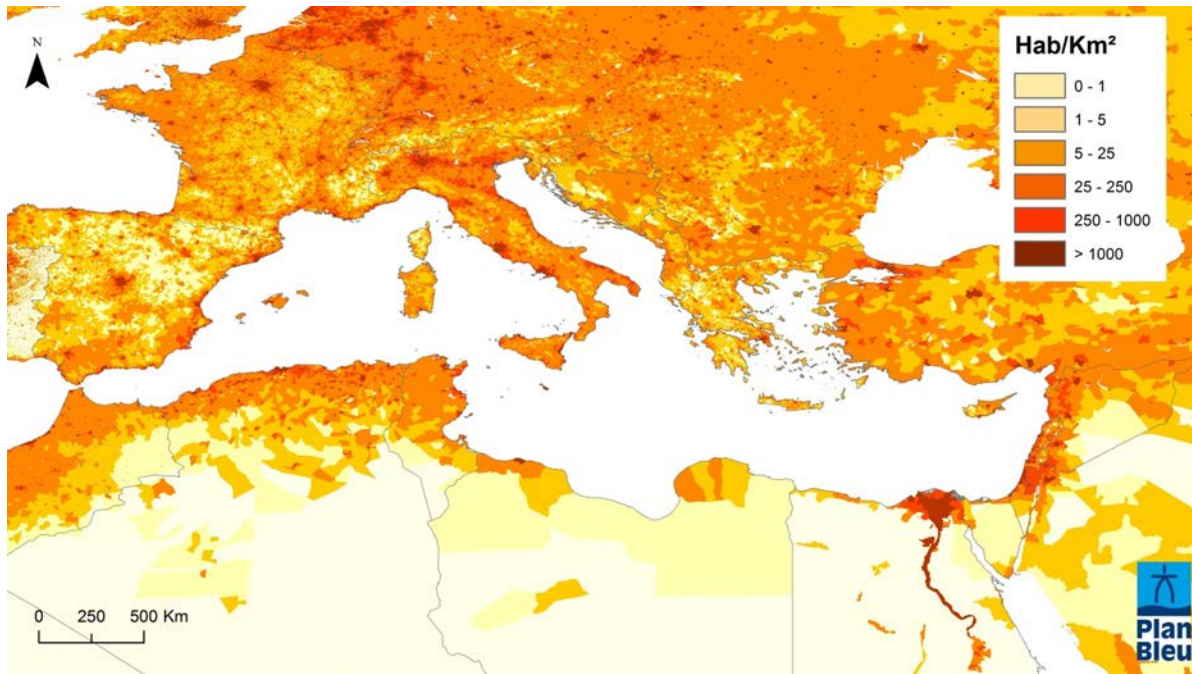
Les zones côtières sont généralement riches en ressources naturelles, qui fournissent de grandes opportunités pour les activités économiques, notamment les activités économiques axées sur les ressources comme l'agriculture, la pêche, le tourisme, l'extraction de gaz et de pétrole et le transport maritime qui se déroulent généralement dans ces zones.



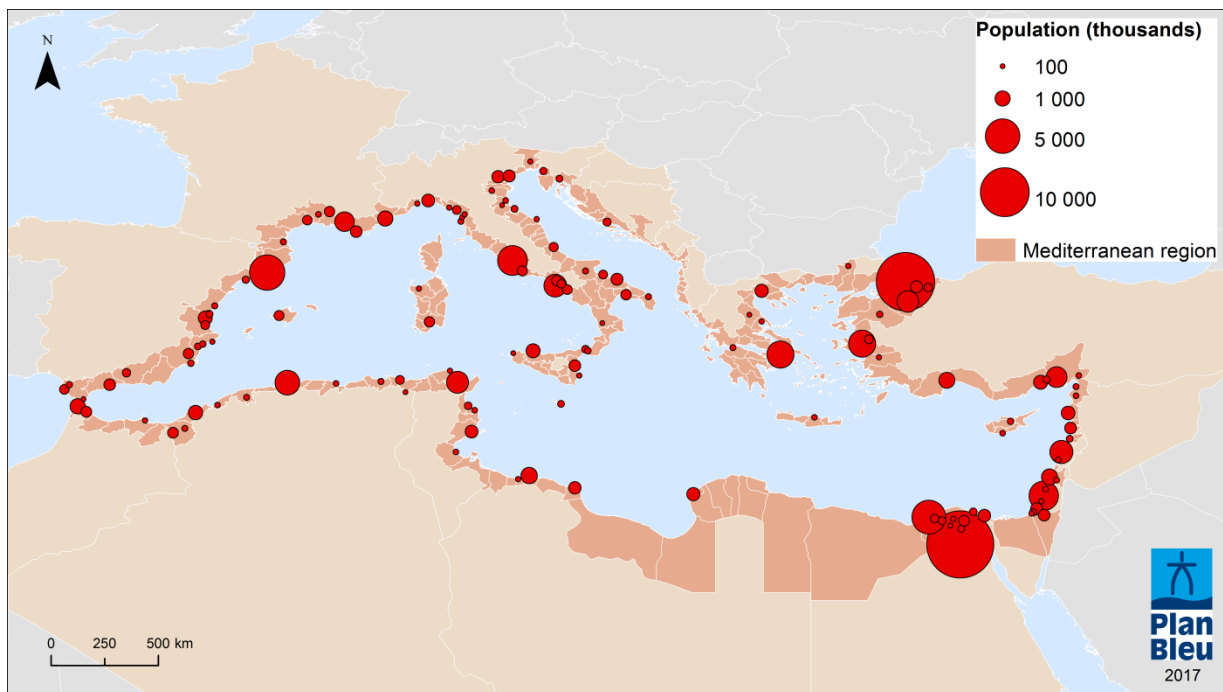
Densité démographique des régions côtières de la Méditerranée (Source : Plan Bleu de différentes sources)

Environ un tiers de la population de la Méditerranée se concentre le long de ses régions côtières, alors que plus de la moitié de la population réside dans les bassins hydrologiques côtiers. Environ 40 % de la totalité des zones côtières méditerranéennes sont artificialisées d'une manière ou d'une autre. Près de 100 % de la population des régions côtières réside dans les villes.

Le littoral méditerranéen est menacé par le développement côtier qui modifie le littoral par la construction d'immeubles et d'infrastructures nécessaires pour soutenir les activités résidentielles, de tourisme, commerciales et de transport. Les infrastructures côtières artificielles engendrent des dégâts irréversibles sur les paysages, les habitats et la biodiversité, ainsi que la configuration du littoral en perturbant le déplacement des sédiments. La densité démographique est différente entre les pays du nord de la Méditerranée et les pays du sud et de l'est. La densité est plus homogène dans les pays méditerranéens européens.



Densité démographique ajustée, 2015 (<http://sedac.ciesin.columbia.edu/data/set/gpw-v4-population-density-adjusted-to-2015-unwpp-country-totals>)



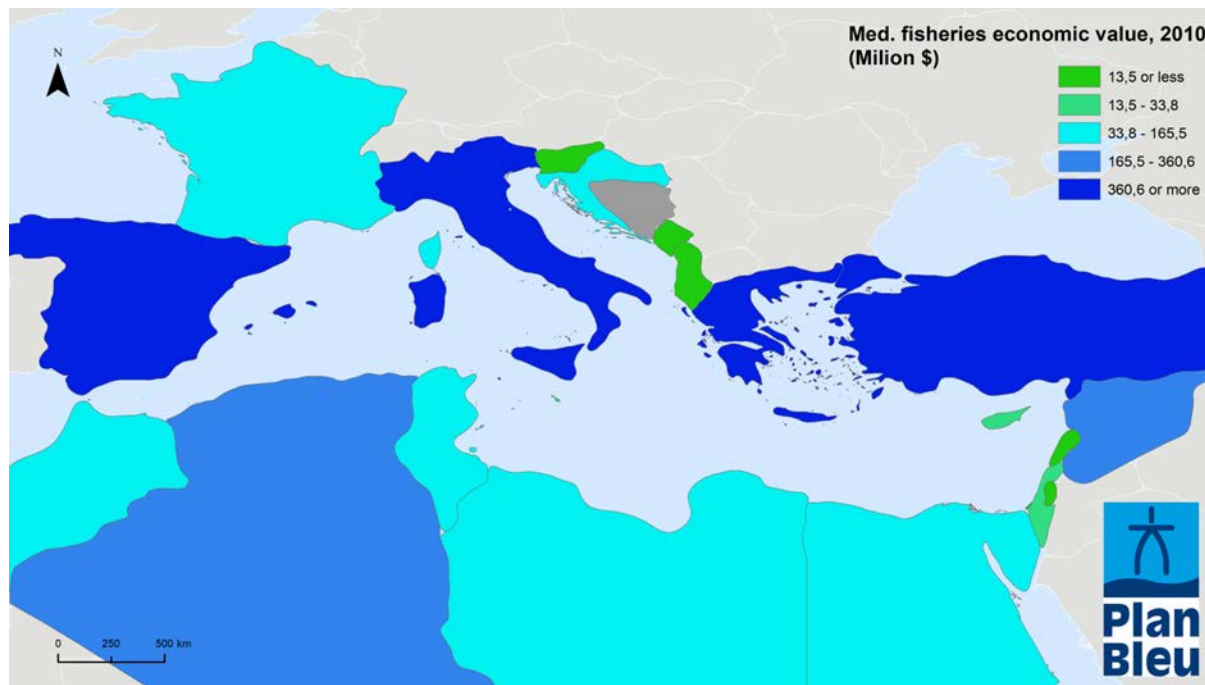
Principales villes méditerranéennes (plus de 100 000 habitants) (Source : Plan Bleu, de différentes sources)

En outre, approximativement 1 600 villes (plus de 10 000 habitants) d'environ 100 millions d'habitants se trouvent dans les régions côtières de la Méditerranée.

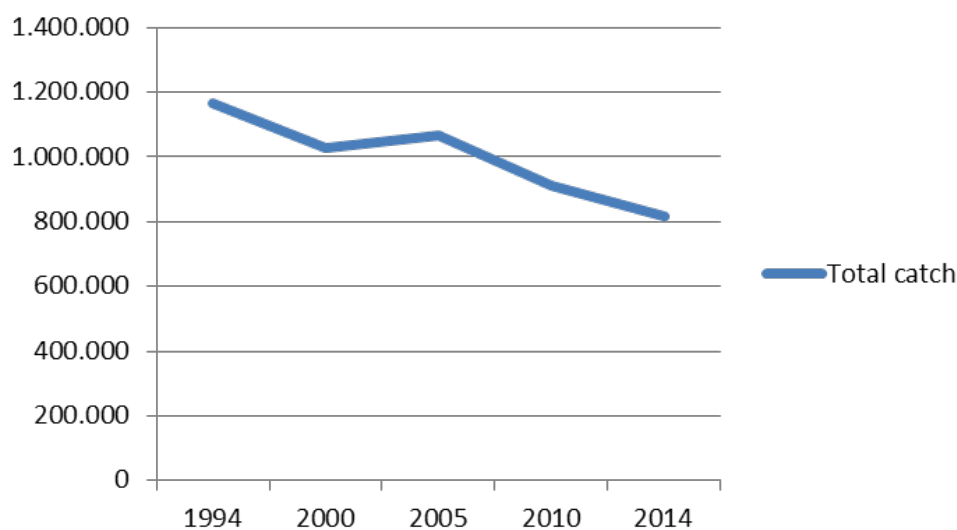
Activités liées à la mer

Pêche et aquaculture

Malgré un déclin régulier des captures en Méditerranée (plus de 30 % de baisse depuis 1994), la valeur du secteur a régulièrement augmenté (de plus de 160 % depuis 1990), notamment grâce au développement rapide de l'aquaculture.



De 1990 à 2010, la valeur totale de la pêche en Méditerranée a augmenté de 160 %.



Total des prises de poissons de 1994 à 2014 en milliers de tonnes

Cependant, cette baisse est pour l'essentiel due à l'épuisement des stocks halieutiques et non à une diminution de la pression de pêche.

Croisières

La mer Méditerranée fait partie des principales régions de croisières dans le monde : la région a reçu 27 millions de passagers en 2013, un nombre en augmentation constante à raison d'environ 5 % par an. Les infrastructures de croisières sont établies sur la rive Nord : 75 % des ports de Méditerranée se situent en Italie, Espagne, France, Grèce, Croatie et Slovénie, tandis que 9 % des ports sont en Turquie et à Chypre, et 7 % en Afrique du Nord.

Transport maritime

La Méditerranée est l'une des mers les plus actives du monde, sur laquelle circulent 20 % du commerce maritime mondial, 10 % du transit de containers et plus de 200 millions de passagers. De plus, l'augmentation constante du trafic maritime ajoute à la pression écologique, provoquant un accroissement des émissions de CO₂, de la pollution, du volume de déchets rejetés en mer, des collisions avec les grands cétacés, des nuisances sonores sous-marines, et une introduction d'espèces non-indigènes. Le développement du trafic portuaire de containers montre une tendance claire à la croissance rapide du secteur, ce qui accroît sans aucun doute la pression écologique et renforce la nécessité d'une transition vers un transport maritime durable.

Liste des références *Texte : (10 pt, Cambria style)*

<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1029/2009JD013451/full>

<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC2914016/>

http://planbleu.org/sites/default/files/publications/changement_clim_energie_med_en.pdf

http://www.marbef.org/wiki/Effects_of_climate_change_on_the_Mediterranean

<https://secured-static.greenpeace.org/international/Global/international/planet-2/report/2006/3/climate-change-and-the-mediter.pdf>

<http://paperity.org/p/59008330/mediterranean-sea-response-to-climate-change-in-an-ensemble-of-twenty-first-century>

<http://pap-thecoastcentre.org/pdfs/Assessing%20the%20SE%20impacts%20and%20adaptation.pdf>

<http://www.israbat.ac.ma/wp-content/uploads/2015/02/13%20Abdrabo%20mep%20final%20080310.pdf>

<https://www.grida.no/resources/5900>

Coll et al., « *The Biodiversity of the Mediterranean Sea: Estimates, Patterns, and Threats* », PLoS One. 2010;5(8):e11842