



**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 existant, 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 Slovaquie). 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. Voultziadou. 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.

RESULTATS

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.

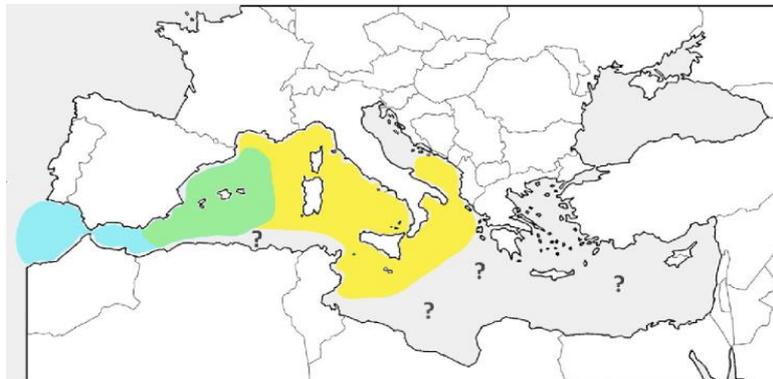


Fig. 1 – Distribution présumée de la population de rorqual commun (*Balaenoptera physalus*) en Méditerranée ; Bleu : la population nord-est de l'Atlantique Nord (baleines NENA). Jaune : population méditerranéenne (baleines MED). En vert, le chevauchement présumé entre les deux populations (de : Notarbartolo 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., Frantzi, 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., Frantzi, 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., Frantzi, 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 Cuvier's 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).

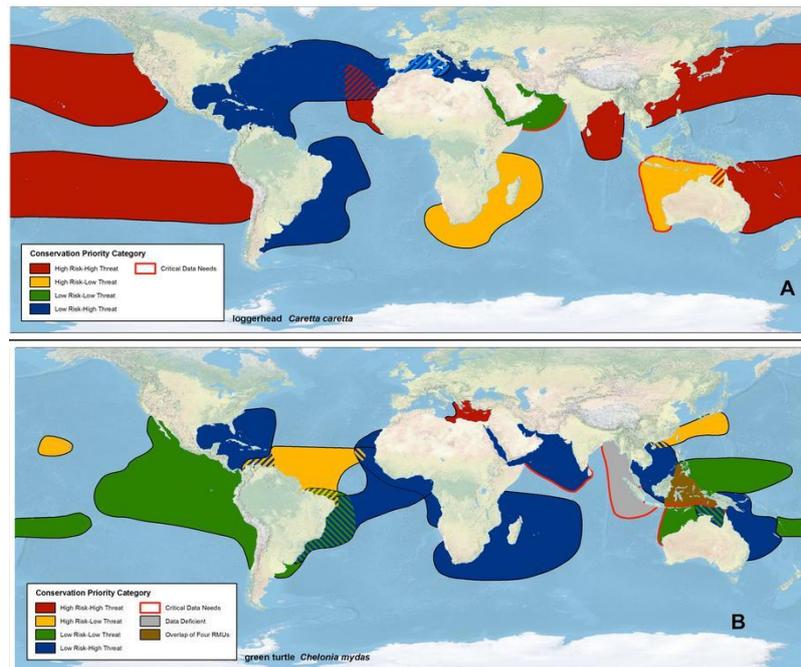


Figure 1: Unités régionales de gestion des populations (RMU) de tortues marines dans le monde (extrait de Wallace et al. 2010, 2011). (A) montrant les 2 RMU des caouannes en Méditerranée et (B) montrant 1 RMU de tortue verte en Méditerranée.

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).

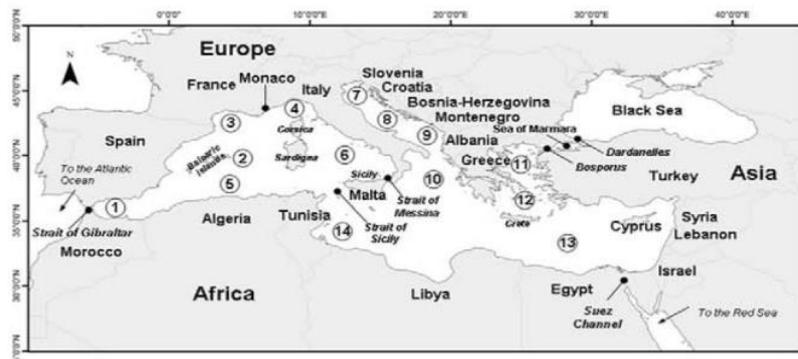


Figure 2. Principales régions biogéographiques de la Méditerranée (extrait de Coll et al. 2011)

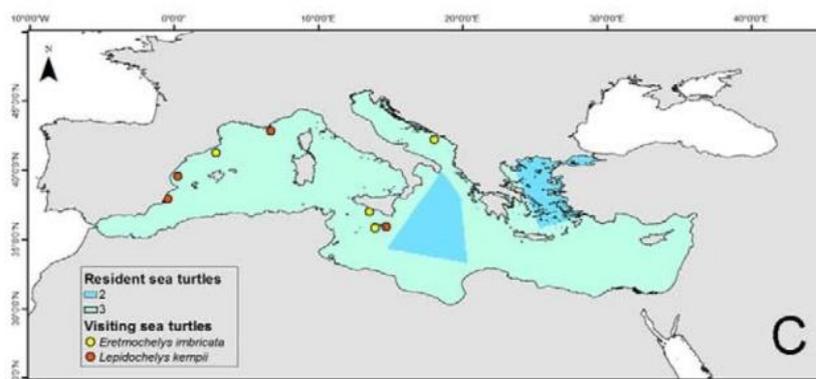


Figure 3. Richesse modélisée des espèces de tortues de mer et résidents ($n = 3$ espèces) en Méditerranée (extrait de Coll et al. 2011)

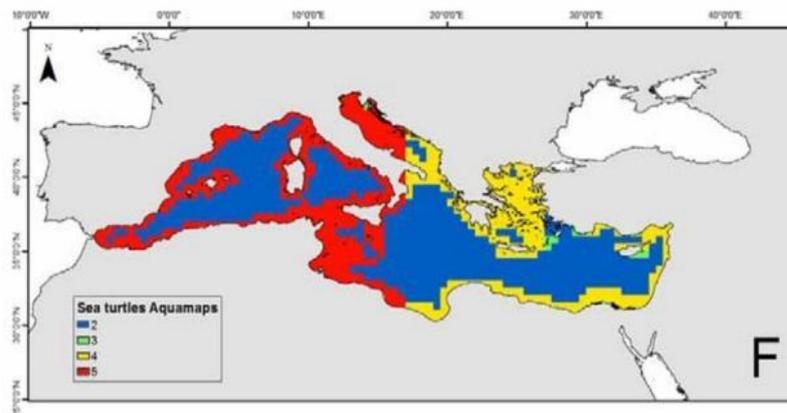


Figure 4. Modèle d'Aqua Map de distribution des tortues marines dans la mer Méditerranée (extrait de Coll et al. 2011). Remarque, ceci est essentiellement basé sur les données de pont.

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).

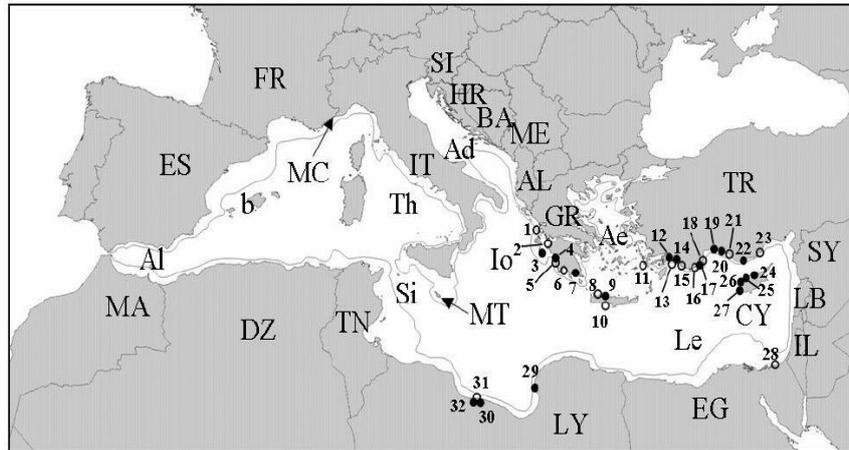


Figure 5. Carte des principaux sites de nidification des tortues caouannes en Méditerranée (extrait de Casale & Margaritoulis) Principaux sites de nidification (>50 nids/année) de tortues caouannes en Méditerranée. 1 Lefkas; 2 Kotychi; 3 Zakynthos; 4 Kyparissia; 5 les plages adjacentes à la ville de 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; 29 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).

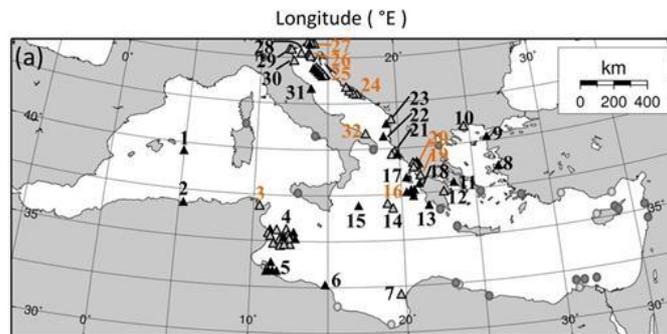


Figure 6: Sites d'alimentation identifiés à travers la Méditerranée sur la base de documents publiés (extrait de Schofield et al. 2013)

Sites d'alimentation distincts fréquentés par des tortues caouannes mâles (triangles noirs) et femelles (triangles gris) de Zakynthos (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.

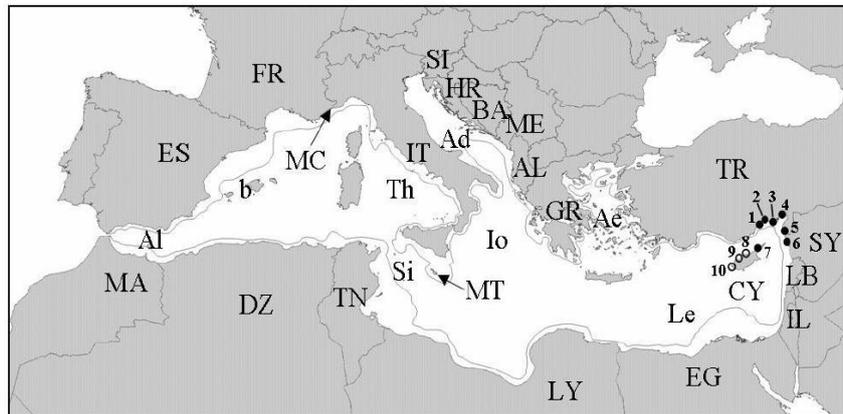


Figure 7: Carte des principaux sites de nidification de la tortue verte en Méditerranée (extrait de Casale & Margaritoulis) Principaux sites de nidification (>40 nids/année) de tortues vertes en Méditerranée. Alata 1; 2; 3 Kazanli Akyatan ; 4; 5 Sugoza Samandag ; 6 Latakia ; 7 ; 8 Alagadi Karpaz Nord ; 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	1
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	1
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	1
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	1
16	Central	Ionian	Greece	O	Y-R	Yes	Log	M	1 Zak	1
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	1
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).

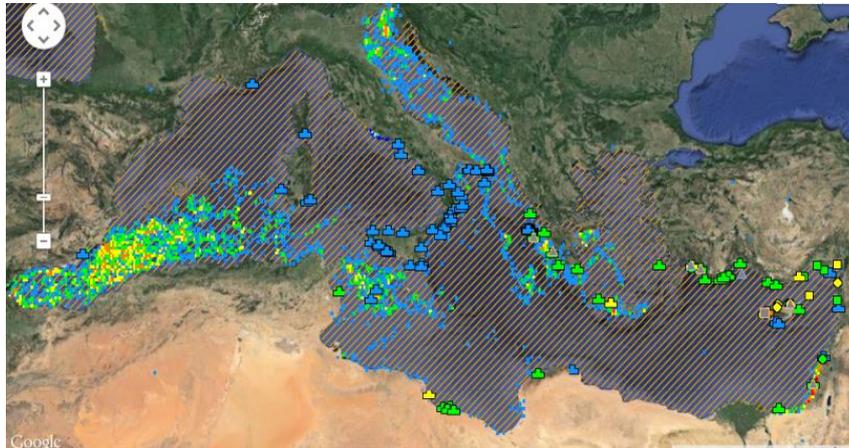


Figure 8: Image de PIPO-SEAMAP: État de la tortue de mer dans le monde (SWOT). L'image présente un exemple de tortues de mer, montrant les données de surveillance par satellite (points), les sites de nidification et les sites d'échantillonnage génétique (formes) qui ont été volontairement soumis à la 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, Giacoma 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.medassetorg/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 recolonisation.

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. albigrons		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														
	Tunisia														
Central Mediterranean & Ionian	Libya														
	Malta														
	Tunisia														
	Italy														
	Greece														
Adriatic Sea	Albania														
	Bosnia-Herzegovina														
	Croatia														
	Italy														
	Montenegro														
Eastern Mediterranean	Slovenia														
	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., Bécares, 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., Bécares, 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. & Kastiris, 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*. *Ring 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 d'animaux disponibles 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-identification 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 étayées 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., Fernández Contreras, 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., Airoidi, 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 individu 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).

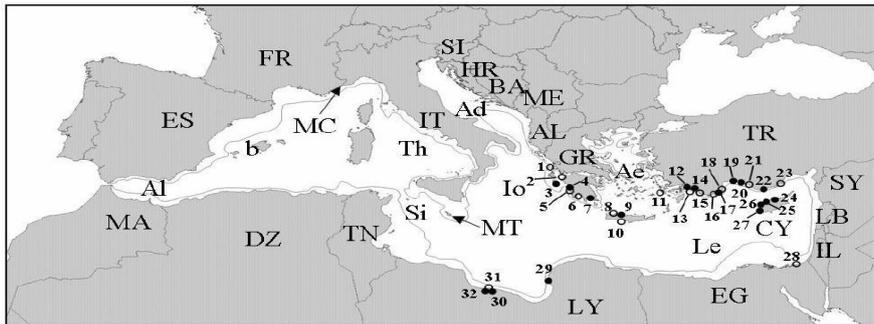


Figure 1. Carte des principaux sites de nidification de la tortue caouanne en Méditerranée (extrait de Casale & Margaritoulis) ; Principaux sites de nidification (>50 nids/année) de tortues caouannes en Méditerranée. 1 Lefkas; 2 Kotychi; 3 Zakynthos; 4 Kyparissia; 5 les plages adjacentes à la ville de 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-Mteafla; 30 Al-Ghbeba; 31 Al-thalateen; 32 Al-Arbaeen. Cercles fermés >100 nids/an ; cercles ouverts 50 nids/an. Codes pays: AL Albanie; DZ Algerie; 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 Déroit 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.

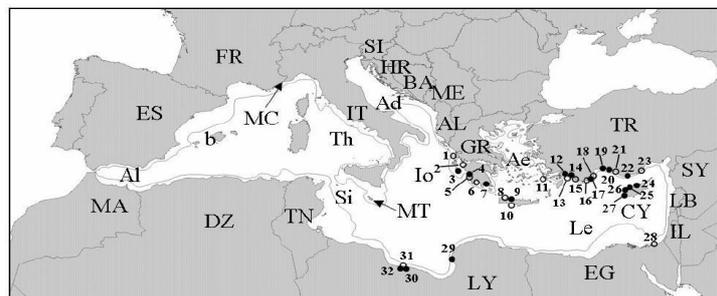


Figure 2 : Carte des principaux sites de nidification de la tortue verte en Méditerranée (extrait de Casale & Margaritoulis) ; Principaux sites de nidification (>40 nids/année) de tortues vertes en Méditerranée. 1 Alata; 2 Kazanli; 3 Akyatan; 4 Sugozu; 5 Samandag; 6 Latakia; 7 North Karpaz; 8 Alagadi; 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).

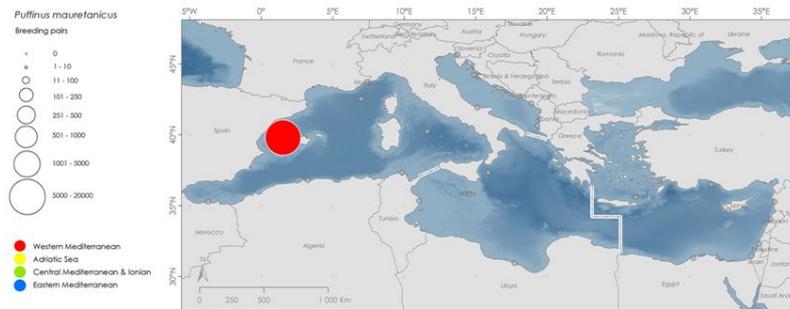


Figure 1. Répartition et taille relative de la population reproductrice du puffin des Baléares *Puffinus mauretanicus*, triées par sous-région et par pays. Dans ce cas, l'espèce est limitée en tant qu'espèce reproductrice aux îles Baléares (Espagne), dans la Méditerranée occidentale.

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).

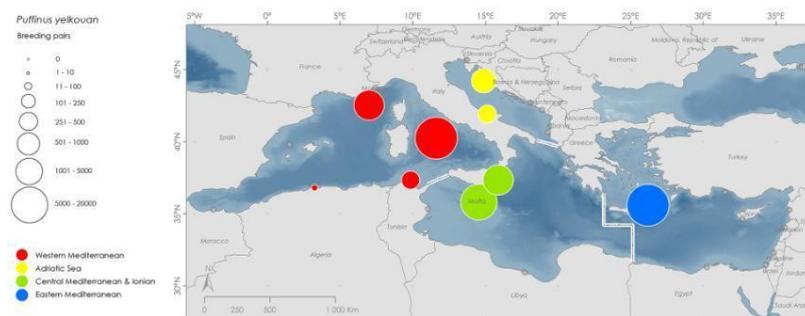


Figure 2. Répartition et taille relative de la population reproductrice de puffin de yelkouan *Puffinus yelkouan*, triée par sous-région (chaque couleur correspond à une sous-région donnée, voir la légende de la carte) et par pays.

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.

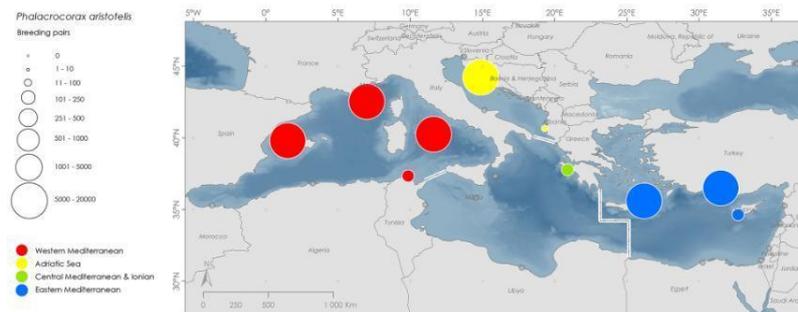


Figure 3. Distribution et taille relative de la population reproductrice de cormoran méditerranéen *Phalacrocorax aristotelis*, classés par sous-région (chaque couleur correspond à une sous-région donnée, voir la légende de la carte) et le pays.

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.

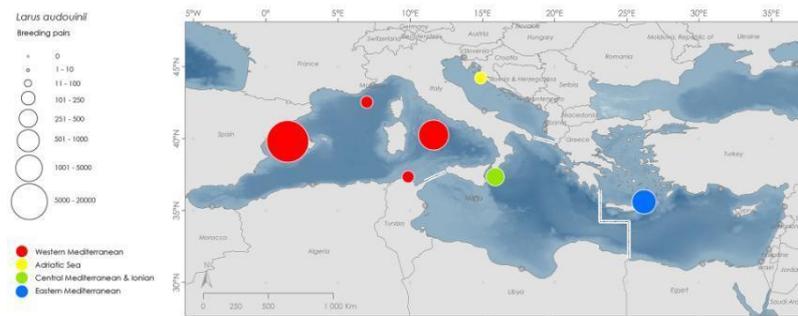


Figure 4. Répartition e taille relative de la population reproductrice du goéland Audouin *Larus Audouinii*, triée par sous-région (chaque couleur correspond à une sous-région donnée, voir la légende de la carte) et pays.

Sterne caugek. L'essentiel de la population méditerranéenne est concentré dans la sous-région de l'Ouest, où quelques colonies résumant 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).

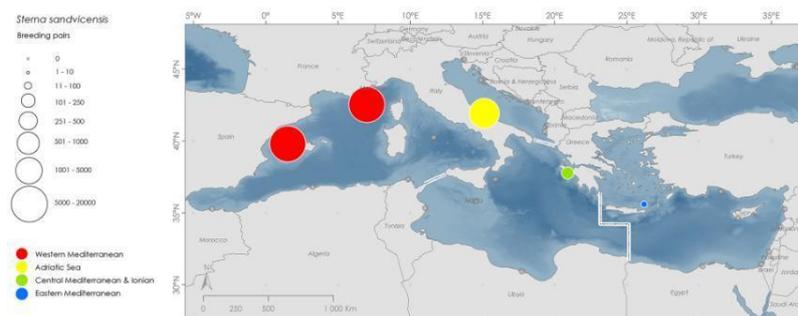


Figure 5. Répartition et la taille relative de la population reproductrice de la sterne caugek *Sterna sandvicensis*, triée par sous-région (chaque couleur correspond à une sous-région donnée, voir la légende de la carte) et pays.

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.

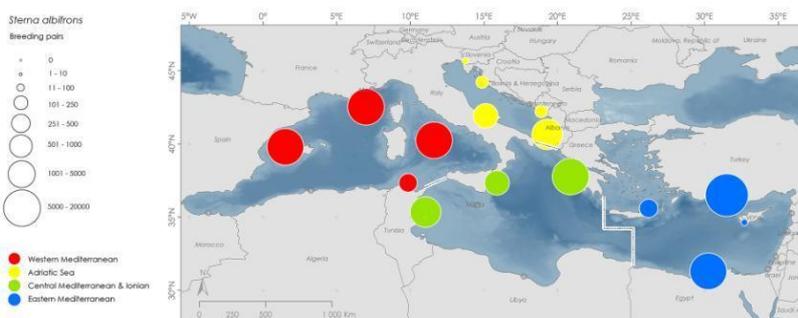


Figure 6. Répartition et taille relative de la population reproductive de la sterne naine *Sternula albifrons*, triée par sous-région (chaque couleur correspond à une sous-région donnée, voir la légende de la carte) et pays.

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.

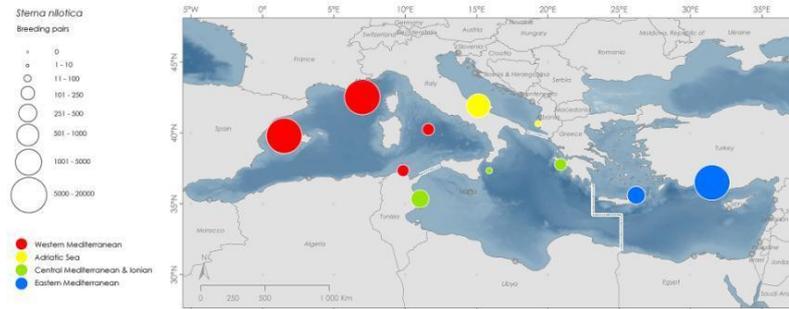


Figure 7. Répartition et taille relative de la population reproductive de la sterne Hansel *Sterna nilotica*, triée par sous-région (chaque couleur correspond à une sous-région donnée, voir la légende de la carte) et pays.

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 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 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., Baccheti, 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 vêlage, 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).

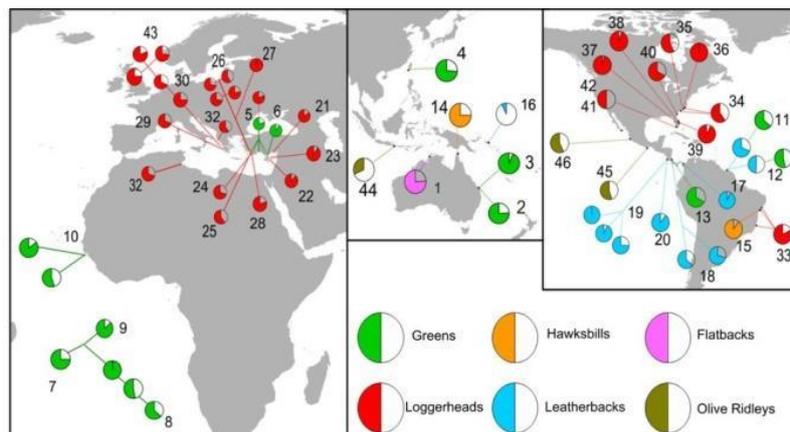


Figure 1 : Les sex- ratios des descendants à l'échelle mondiale, y compris la Méditerranée (extrait de Hays et al. 2014)

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, Giacoma 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://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, 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: 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 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'embrayage 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).

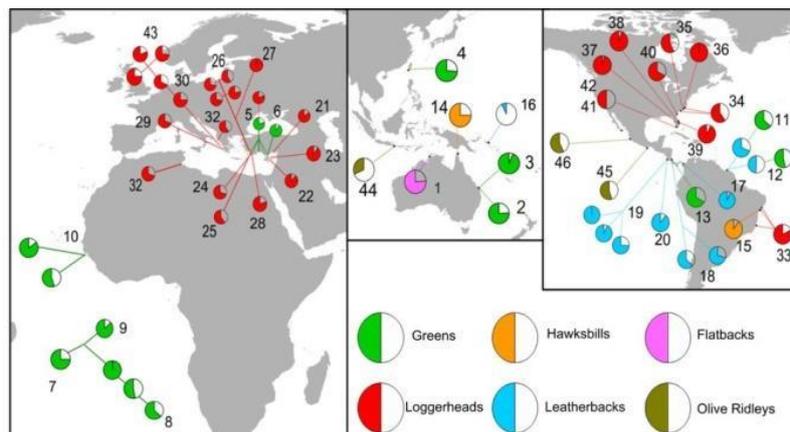


Figure 1 : Les sex- ratios des descendants à l'échelle mondiale, y compris la Méditerranée (extrait de Hays et al. 2014)

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, Almpantidou 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., 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.
- 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" (Descripteur 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, Slovaquie 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

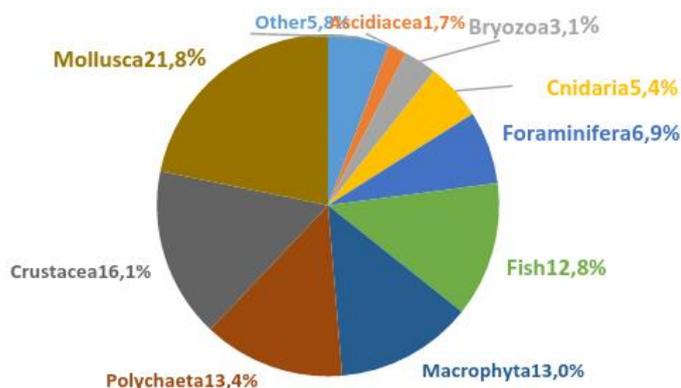


Figure 1: Contribution des principaux taxons dans le biote marin exotique de Méditerranée. Modification de Zenetos et al. (2012).

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.

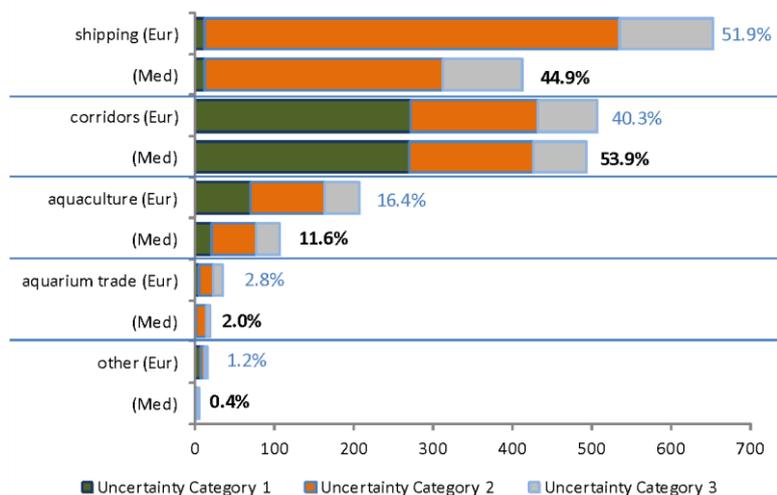


Figure 2: Nombre d'espèces exotiques marines connues ou susceptibles d'avoir été introduites par chacune des voies principales, en Europe (EUR) et en Méditerranée (MED). Le total des pourcentages est supérieur à 100 % car certaines espèces sont liées à plus d'une voie (le bleu correspond au total européen, 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).

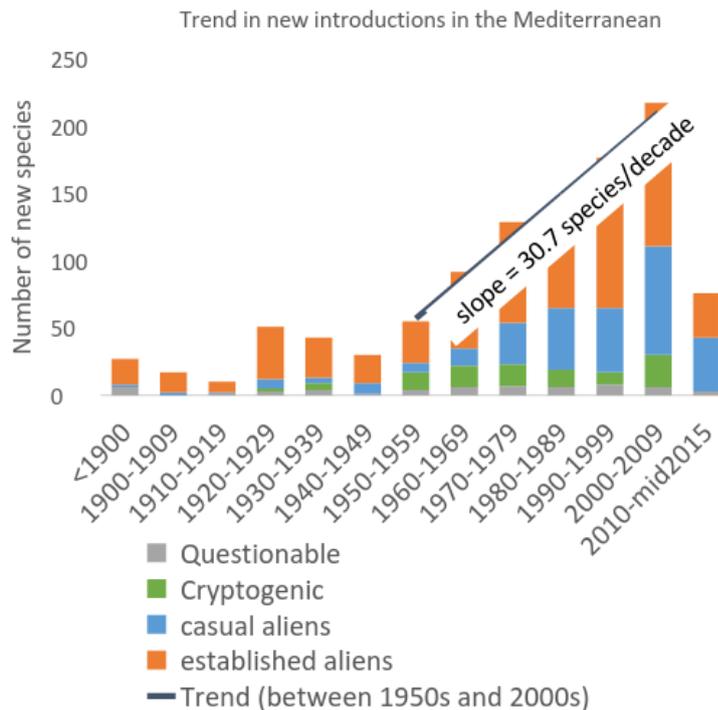


Figure 3: Tendence de nouvelles introductions d'espèces marines exotiques par décennie en Méditerranée. Source: MAMIAS

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).

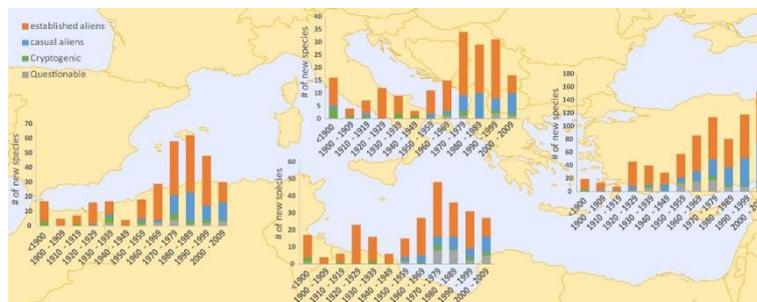


Figure 4: Tendence de nouvelles introductions d'espèces marines exotiques par décennie dans les sous-régions de la Méditerranée (est, centre, ouest de la Méditerranée, et de la mer Adriatique). Source: MAMIAS

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).

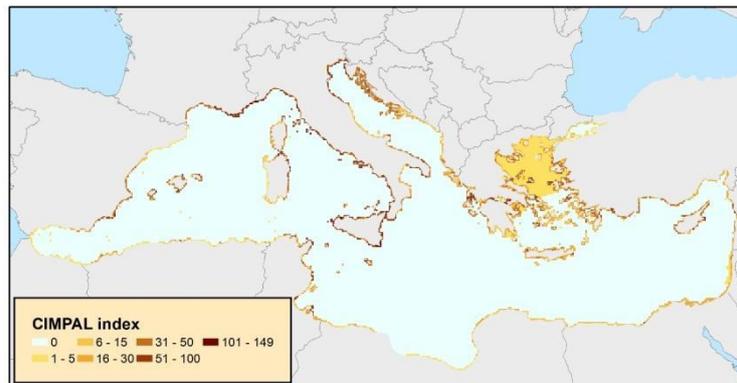


Figure 5: Plan du score de l'incidence cumulative (CIMPAL) des espèces exotiques envahissantes sur les habitats marins. Modification de Katsanevakis et al (2016).

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