



Natura 2000 et mIBAs en France métropolitaine:

comparaison des méthodologies
de création des réseaux pour la
conservation des oiseaux marins.

Timothée Poupart, Thibaut de Bettignies

Septembre 2021



**MINISTÈRE
DE LA TRANSITION
ÉCOLOGIQUE**

*Liberté
Égalité
Fraternité*

UNITÉ MIXTE DE SERVICE

PATRIMOINE NATUREL



www.ofb.gouv.fr



www.cnrs.fr



www.mnhn.fr

Nom du Projet : Réseau Natura 2000 pour la conservation des oiseaux marins

Convention : Partenariat scientifique MTES-DEB / MNHN, MNHN SJ N°488/20

Chef de projet : Thibaut de Bettignies (UMS PatriNat)

Chargé de mission scientifique : Timothée Poupart (UMS PatriNat)

Experts mobilisés : Michel Ledard (DREAL Bretagne), Thierry Micol (LPO), Daniel Mitchell (BirdLife International), Antoine Chabrolle (GISOM)

Relecture : Vincent Toison (OFB), Aurélie Blanck (OFB), Jean-Philippe Sibley (GISOM), Gérard Debout (GISOM), Anne Souquière (UMS PatriNat), Clémence Corbeau (MTES-DEB).

Référence du rapport conseillée :

Poupart T. & de Bettignies T. (2021). Natura 2000 et mIBAs en France métropolitaine : comparaison des méthodologies de création des réseaux pour la conservation des oiseaux marins. UMS PatriNat – OFB/CNRS/MNHN, 36 p.

Photographie de couverture : © Timothée Poupart



L'UMS Patrimoine Naturel - PatriNat

Centre d'expertise et de données sur la nature

Depuis janvier 2017, l'Unité Mixte de Service 2006 Patrimoine Naturel assure des missions d'expertise et de gestion des connaissances pour ses trois tutelles, que sont le Muséum national d'Histoire naturelle (MNHN), l'Office français de la biodiversité (OFB) et le Centre national de la recherche scientifique (CNRS).

Son objectif est de fournir une expertise fondée sur la collecte et l'analyse de données de la biodiversité et de la géodiversité présentes sur le territoire français, et sur la maîtrise et l'apport de nouvelles connaissances en écologie, sciences de l'évolution et anthropologie. Cette expertise, établie sur une approche scientifique, doit contribuer à faire émerger les questions et à proposer les réponses permettant d'améliorer les politiques publiques portant sur la biodiversité, la géodiversité et leurs relations avec les sociétés et les humains.

En savoir plus : patrinat.fr

Co-directeurs :

Laurent PONCET, directeur en charge du centre de données

Julien TOUROULT, directeur en charge des reportages et de la valorisation



Inventaire national du patrimoine naturel

Porté par l'UMS PatriNat, cet inventaire est l'aboutissement d'une démarche qui associe scientifiques, collectivités territoriales, naturalistes et associations de protection de la nature, en vue d'établir une synthèse sur le patrimoine naturel en France. Les données fournies par les partenaires sont organisées, gérées, validées et diffusées par le MNHN. L'INPN est un dispositif clé du Système d'information de l'inventaire du patrimoine naturel (SINP) et de l'Observatoire national de la biodiversité (ONB).

Afin de gérer cette importante source d'informations, le MNHN a construit une base de données permettant d'unifier les données à l'aide de référentiels taxonomiques, géographiques et administratifs. Il est ainsi possible d'accéder à des listes d'espèces par commune, par espace protégé ou par maille de 10x10 km. Grâce à ces systèmes de référence, il est possible de produire des synthèses, quelle que soit la source d'information.

Ce système d'information permet de consolider des informations qui étaient jusqu'à présent dispersées. Il concerne la métropole et l'Outre-mer, aussi bien sur la partie terrestre que marine. C'est une contribution majeure pour la connaissance naturaliste, l'expertise, la recherche en macroécologie et l'élaboration de stratégies de conservation efficaces du patrimoine naturel.

En savoir plus : inpn.mnhn.fr

SOMMAIRE

Glossaire	5
Préambule	6
Contexte : Natura 2000 et évaluation du réseau	6
1 Les « marine Important Bird Areas »	8
1.1 Historique	8
1.2 Désignation des périmètres.....	9
1.3 Les mIBAs françaises.....	10
2 Les Zones de Protection Spéciales.....	12
2.1 Natura 2000 et la démarche française	12
2.2 Désignation des ZPS marines en France.....	13
2.2.1 Première extension marine	13
2.2.2 Deuxième extension marine.....	14
3 Comparaison des méthodologies de désignation entre mIBAs et ZPS.....	17
4 Discussion	21
4.1 Utilisation générique des rayons d'action théoriques	22
4.2 Disparités entre pays membres de l'UE.....	25
Conclusion	26
Annexes	27
Bibliographie.....	29
RÉSUMÉ	36

Glossaire

AAMP : Agence des Aires Marines Protégées

ACAP : Agreement on the Conservation of Albatrosses and Petrels

COFIL : Comité de Pilotage

DCSMM : Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin

DIREN : Directions Régionales de l'Environnement

DOCOB : Document d'objectifs

DREAL : Directions Régionales de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement

GISOM : Groupement d'Intérêt Scientifique sur les Oiseaux Marins

IBAs : Important Bird Areas

LPO : Ligue pour la Protection des Oiseaux

mIBAs : marine Important Bird Areas

MARXAN : Marine Reserve design using eXplicit ANnealing

MAXENT : MAXimum ENTropy

ONG : Organisation Non Gouvernementale

OROM : Observatoire Régional des Oiseaux Marins, devenu depuis 2018 l'ORA (Observatoire Régional de l'Avifaune) de Bretagne

PACOMM : Programme d'Acquisition de Connaissances sur les Oiseaux et les Mammifères Marins en France métropolitaine

ROMER : Recherche et suivi des Oiseaux Marins en mER

RSPB : Royal Society for the Protection of Birds

SAMM : Suivi Aérien de la Mégafaune Marine, <https://www.observatoire-pelagis.cnrs.fr/pelagis-2/les-programmes/samm/>

ZICO : Zones d'Importance Communautaire pour les Oiseaux sauvages, également appelées Zones d'Importance pour la Conservation des Oiseaux. Ces deux termes réfèrent à l'inventaire national réalisé pour le ministère en charge de l'Environnement par la LPO (Rocamora, 1994). À noter que la traduction de l'anglais et l'utilisation d'acronymes peuvent porter à confusion entre cet inventaire ZICO et la traduction anglaise des mIBAs en zones d'importance pour la conservation des oiseaux, comme c'est le cas dans certains documents internationaux, alors que le zonage issu de BirdLife International est bien différent de l'inventaire ZICO. Afin d'éviter cette confusion dans le document présent, la traduction française des *marine Important Bird Areas* sera appelée mIBAs, et l'acronyme ZICO désignera les zones d'importance communautaire pour les oiseaux sauvages uniquement.

ZPS : Zone de Protection Spéciale, intégrée au réseau Natura 2000 au titre de la directive « Oiseaux ».

Préambule

La connaissance des espèces est en constante évolution, alors que leur conservation nécessite de prendre des décisions immédiates. La conservation des espèces est donc un processus qui doit se renouveler en fonction des nouvelles données acquises (Meir *et al.*, 2004). Ce document a pour vocation de faire une analyse rétrospective des réseaux écologiques mIBAs et ZPS pour la conservation des oiseaux marins, leurs prérogatives respectives, leurs méthodes de désignation ainsi que les données mobilisées pour les définir.

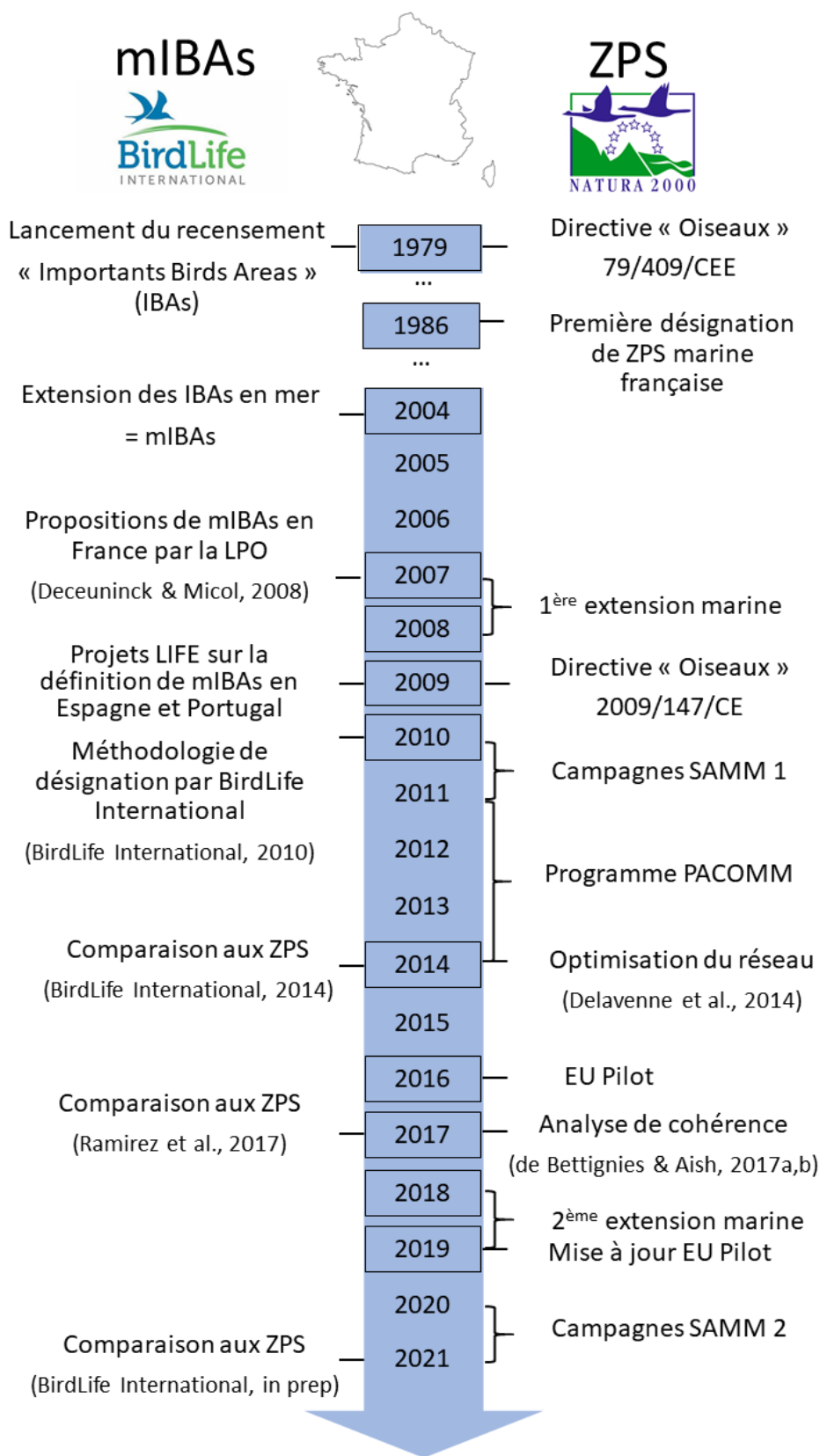
Contexte : Natura 2000 et évaluation du réseau

Au vu de la nécessité d'une approche biogéographique pour une conservation de la nature cohérente, l'Union Européenne a mis en place un réseau écologique à l'échelle du continent européen : le réseau Natura 2000. Ce réseau est constitué par un ensemble de sites naturels à travers les 27 États membres, avec deux zonages : les zones de protection spéciales (ZPS) désignées au titre de la directive « Oiseaux » (2009/147/CE, initialement adoptée en 1979 : 79/409/CEE), et les zones spéciales de conservation (ZSC) désignées au titre de la directive « Habitats-Faune-Flore » (92/43/CEE). Ce réseau vise une meilleure prise en compte des enjeux de biodiversité par les activités humaines afin d'assurer la survie à long terme des espèces et des habitats à enjeu de conservation. Les sites Natura 2000 doivent faire l'objet de mesures destinées à conserver ou à rétablir dans un état favorable à leur maintien à long terme les habitats et espèces qui ont justifié leur délimitation, ainsi que de mesures de prévention appropriées pour éviter leur détérioration.

La bonne application de la législation de l'Union Européenne en droit national dans les différents États membres est régulièrement contrôlée par la Commission européenne (CE). L'évaluation du réseau Natura 2000 français en 2016 avait pointé des insuffisances pour la conservation des oiseaux marins au titre de la directive « Oiseaux », à la fois au large et dans les eaux territoriales. La Commission Européenne (CE) a donc ouvert une procédure « EU Pilot » le 3 mai 2016 (EU Pilot 2016-8347) pour communiquer, clarifier et résoudre ces potentiels problèmes. Au préalable, un processus d'extension au large du réseau ZPS avait été initié en 2010 et le réseau français de ZPS a donc été étendu au-delà de la mer territoriale en 2018-2019 en se fondant sur des données ornithologiques couvrant l'ensemble des eaux sous juridiction française et des analyses de complétude du réseau (Delavenne *et al.*, 2014 ; de Bettignies & Aish, 2017a,b). Suite à cette évolution, la CE a mis à jour son évaluation du réseau français de ZPS. Communiquée le 14 octobre 2019, celle-ci interroge néanmoins sur la persistance d'insuffisances dans les eaux territoriales, selon une comparaison des ZPS avec un autre réseau écologique international, les « *marine Important Bird Areas* » établi par l'ONG BirdLife International.

À la demande du ministère de la transition écologique – direction de l'eau et de la biodiversité (MTE-DEB), le présent rapport dresse un portrait de ces deux réseaux et de leurs méthodologies de désignation associées. Cette analyse permet de mieux comprendre les différences observées à l'origine des insuffisances notifiées par la CE, et de discuter des limites de comparaison de ces réseaux en France métropolitaine.

Résumé de la mise en place des réseaux mIBAs et ZPS « marine » en France métropolitaine :



1 Les « marine Important Bird Areas »

1.1 Historique

BirdLife International est une organisation non-gouvernementale (ONG) fondée en 1922, qui a pour but la conservation des oiseaux sauvages, de leurs habitats et de la biodiversité en général à travers l'usage durable des ressources naturelles. Basée au Royaume-Uni à Cambridge, elle fédère désormais 121 partenaires locaux à travers le monde¹. En parallèle de la directive « Oiseaux » sortie en 1979, BirdLife International a lancé un inventaire collectif des sites les plus importants pour la conservation des oiseaux en Europe, afin d'identifier un réseau de sites prioritaires où les actions de conservation seraient les plus efficaces. Ces sites sont désignés sur la base de données ornithologiques et doivent satisfaire au moins un des quatre critères scientifiques suivants (Heath & Evans 2000) :

- le statut IUCN d'espèce menacée à l'échelle mondiale,
- une surface d'aire de répartition restreinte,
- une répartition restreinte à un biome,
- la concentration régulière d'effectifs importants.

Pour ces critères, l'utilisation de seuils quantitatifs devant être atteints (Annexe 1), par exemple celui de 1% de la population biogéographique (repris de la convention de Ramsar), doit garantir l'importance internationale des sites ainsi que leur désignation standardisée entre pays. Ces sites retenus sont donc appelés *Important Bird Areas* en anglais (IBAs). Ce programme IBA, désormais étendu dans le monde, compte plus de 13 000 sites dans 200 pays. Les IBAs pouvant profiter à d'autres espèces que les oiseaux, depuis 2013 elles sont appelées *Important Bird and Biodiversity Areas* (BirdLife International, 2020).

D'abord appliqué aux oiseaux des milieux terrestres, ce programme IBA s'est étendu aux oiseaux marins à partir de 2004 dans les eaux nationales et internationales (BirdLife International, 2004). Étant donné leur localisation en mer, les IBAs des oiseaux marins sont donc appelées des *marine Important Bird Areas* (mIBAs). Plus de 2 000 sites candidats ont été proposés dans 158 pays comme mIBAs (BirdLife International, 2010a). Les critères IBA, délibérément alignés sur ceux de la directive « Oiseaux », font de l'inventaire mIBA un réseau parfois utilisé par cette ONG comme point de comparaison au réseau Natura 2000 adopté dans les pays membres (BirdLife International, 2014 ; Ramirez *et al.*, 2017), ou par la Cour de justice de l'Union européenne dans le cadre de contentieux (Waliczky *et al.*, 2019).

¹ <https://www.birdlife.org/worldwide/partnership/about-birdlife>

1.2 Désignation des périmètres

Cette transposition des IBA des oiseaux terrestres aux oiseaux marins a nécessité des développements méthodologiques spécifiques à leur biologie. Ainsi, quatre types de zonages appropriés sont rapportés pour la désignation de mIBA (Osieck, 2004) :

- 1) extension au large d'une colonie de reproduction,
- 2) concentration côtière en période inter-nuptiale,
- 3) goulot migratoire,
- 4) aire d'espèce pélagique.

À la suite de différents groupes de travail d'experts internationaux, une boîte à outils pour la désignation des périmètres mIBAs a été publiée (BirdLife International, 2010b). En fonction des sources de données disponibles (observations protocolées en mer, comptages à terre de colonies ou de passages migratoires, suivis télémétriques), différentes méthodes d'analyse sont recommandées (carte de distribution observée, modèle prédictif de densité basé sur des variables environnementales). Un protocole de désignation y est également indiqué, qui suit ces étapes : identification d'espèces prioritaires, récupération de données sur la distribution en mer des oiseaux et des variables environnementales, intégration dans un système d'information géographique, comparaison des couches de distribution des oiseaux avec les variables environnementales en fonction des mois/saisons/années, détermination des couches importantes, identification de sites candidats par espèce, application des critères et seuils IBA par espèce (Heath & Evans, 2000 ; Annexe 1) pour délimitation du site candidat, production d'une description et proposition du site, qui sera validé ou refusé par BirdLife International.

Ainsi, on trouve des mIBAs proposées à partir d'observations en mer (O'Brien *et al.*, 2012 ; Smith *et al.*, 2014), ou de suivis télémétriques (Le Corre *et al.*, 2012 ; Delord *et al.*, 2014). Le déploiement croissant de balises télémétriques et notamment de GPS à partir de l'an 2000 (Bernard *et al.*, 2021) a permis la localisation très précise des oiseaux en mer et ainsi de préciser les aires de distribution et les zones d'alimentation d'espèces élusives. La désignation des mIBAs a été adaptée à ces nouvelles données afin de partager une méthode standardisée (Lascelles *et al.*, 2016 ; Dias *et al.*, 2018). Toutefois, à cause de la miniaturisation récente des appareils et de l'accessibilité des nids, ce type de suivi reste biaisé en faveur des espèces de taille importante en période de reproduction ; et on ne dispose pas de données télémétriques pour 49 % des espèces d'oiseaux marins à travers le monde (Bernard *et al.*, 2021).

Dans cette méthode de désignation des mIBAs, BirdLife International reconnaît que la désignation de périmètre mIBAs par la méthode d'extension au large d'une colonie de reproduction n'est pas applicable à toutes les espèces d'oiseaux marins (BirdLife International, 2010). En effet, certaines espèces à grande capacité de déplacement peuvent prospecter le milieu marin à une échelle océanique, y compris durant leur reproduction (Ramos *et al.*, 2017). Dans ce cas, l'objectif initial du programme IBA, c'est-à-dire de porter les actions de conservation sur des zones de concentration, ne peut pas être atteint et une gestion à plus large échelle, sans périmètre défini, s'impose.

1.3 Les mIBAs françaises

En France, la Ligue de Protection des Oiseaux (LPO) est le représentant officiel de BirdLife International depuis 1995². C'est donc la LPO qui a désigné les mIBAs en France métropolitaine lors d'une étude réalisée en juin 2007 (Deceuninck & Micol, 2008). Dans ce rapport, la LPO liste 90 sites candidats, incluant 51 extensions au large de colonies de reproduction, 38 sites d'hivernage/migration et 1 site mixte (zone d'alimentation de nicheurs, de stationnement d'hivernants et de passage de migrants). Pour les colonies de reproduction, les données quantitatives de comptages assurent l'atteinte des seuils d'importance internationale (Heath & Evans 2000, Annexe 1). En mer, les données utilisées proviennent d'observations depuis la côte, de suivis télémétriques (Puffin de Scopoli *Calonectris diomedea* à l'île d'Hyères, Fou de Bassan *Morus bassanus* aux Sept-Iles), de transects en bateau (< 50 milles marins des côtes) et des campagnes d'observations aériennes et bateaux dans le golfe de Gascogne (ROMER, Houte & Bretagnolle, 2002).

Les auteurs notent le fait que certaines données n'ont pas été obtenues, et soulignent le besoin d'études complémentaires pour améliorer les lacunes de connaissance sur la distribution des oiseaux en mer. L'incertitude sur l'atteinte des seuils d'importance internationale par les zonages en mer conduit BirdLife International à ne valider à ce jour que les 51 mIBAs créées par extension au large de colonies métropolitaines (BirdLife International, 2014 ; Ramirez *et al.*, 2017).

Ces extensions autour d'une colonie de reproduction reposent sur le concept du « *central place foraging* » (Orians & Pearson, 1979). En devenant nicheurs, les oiseaux doivent assurer divers soins parentaux (défense du nid, couvain des œufs, protection thermique et nourrissage régulier du poussin) qui contraignent la durée de leurs voyages alimentaires en mer. Par conséquent, leur rayon d'action géographique autour de la colonie s'en trouve réduit. Ces zonages ont donc été établis en fonction de la localisation des colonies, de leur sélection en fonction de leur effectif et de l'atteinte des critères et seuils d'importance internationale, et de l'application finale d'un rayon d'action théorique par espèce. Les travaux de la *Royal Society for the Protection of Birds* guident le choix de ces rayons (RSPB, 2000) : 5, 15 et 40 km en fonction des espèces (Tableau 1).

² <https://www.lpo.fr/nos-actions/international>

Tableau 1. Rayons d'action théoriques appliqués pour la désignation des mIBAs françaises en 2007.

5 km	15 km	40 km
Sterne naine <i>Sternula albifrons</i>	Grand Cormoran <i>Phalacrocorax carbo</i> Cormoran huppé <i>Phalacrocorax aristotelis</i> Goéland cendré <i>Larus canus</i> Sterne caugek <i>Sterna sandvicensis</i> Sterne pierregarin <i>Sterna hirundo</i> Puffin des anglais <i>Puffinus puffinus</i> Sterne de Dougall <i>Sterna dougallii</i> Sterne hansel <i>Sterna nilotica</i> Sterne arctique <i>Sterna paradisaea</i>	Goéland leucophée <i>Larus cachinnans</i> Goéland brun <i>Larus fuscus</i> Goéland argenté <i>Larus argentatus</i> Goéland marin <i>Larus marinus</i> Goéland railleur <i>Chroicocephalus genei</i> Mouette rieuse <i>Chroicocephalus ridibundus</i> Mouette tridactyle <i>Rissa tridactyla</i> Mouette mélanocéphale <i>Ichthyaetus melanocephalus</i> Océanite tempête <i>Hydrobates pelagicus</i> Fulmar boréal <i>Fulmarus glacialis</i> Fou de bassan <i>Morus bassanus</i> Macareux moine <i>Fratercula arctica</i> Puffin de Scopoli <i>Calonectris diomedea</i> Puffin yelkouan <i>Puffinus yelkouan</i> Guillemot de Troil <i>Uria aalge</i> Pinguin torda <i>Alca torda</i>

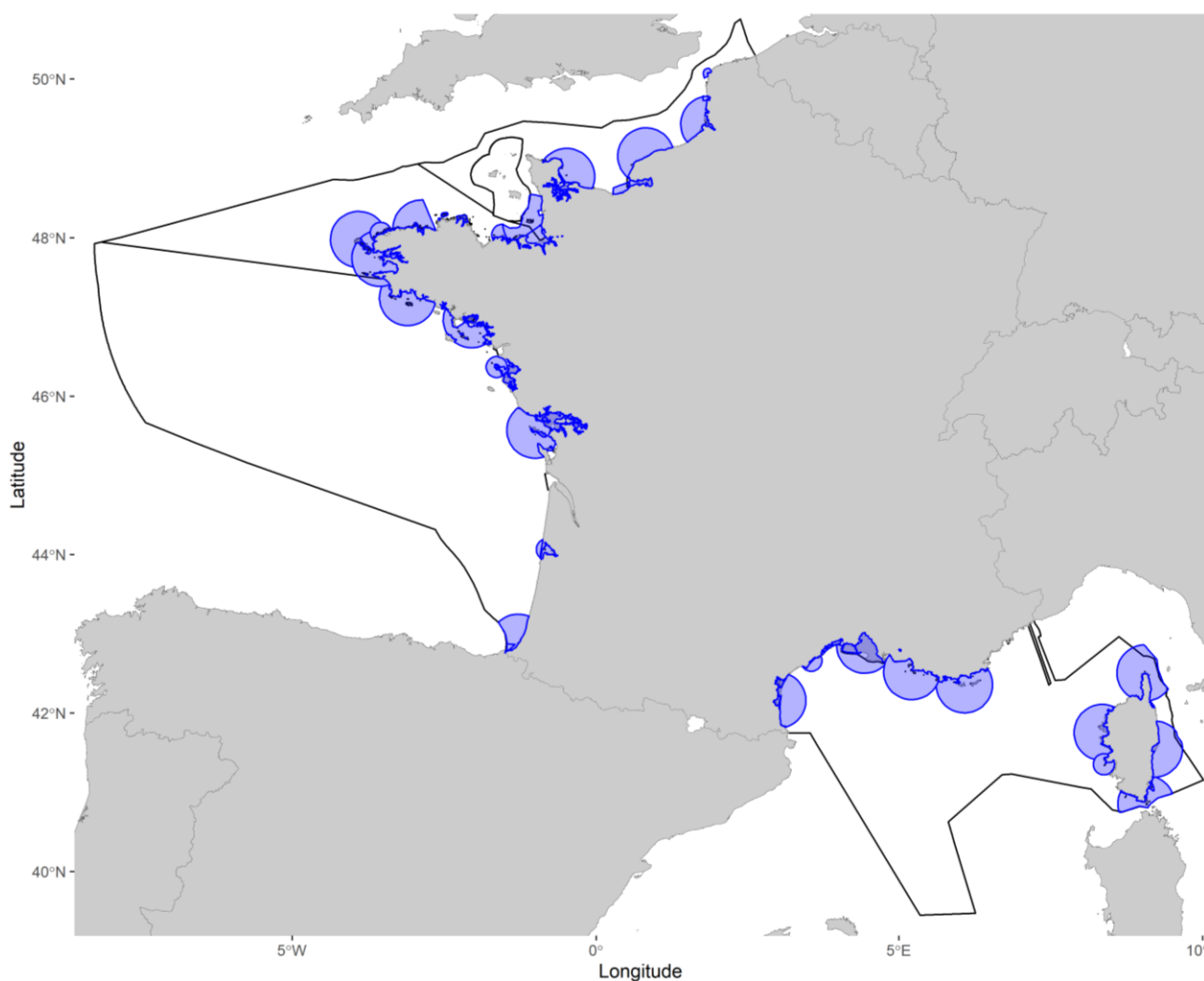


Figure 1. Périmètres des « marine Important Bird Areas » (mIBAs) validées en France métropolitaine (données transmises par BirdLife International en 2021).

2 Les Zones de Protection Spéciales

2.1 Natura 2000 et la démarche française

L'application des directives à l'origine du réseau Natura 2000 a été déclinée en droit français dans le code de l'environnement (articles L414-1 à L414-7). L'État français a choisi une démarche de concertation déconcentrée pour constituer son réseau. Ceci afin de favoriser une prise de conscience collective des enjeux écologiques dans les gouvernances des territoires et aboutir à une recherche collective d'une gestion équilibrée et durable. La procédure de désignation française s'accompagne d'une information et d'une écoute des partenaires locaux dans le cadre commun posé par le Ministère. Ainsi, tout projet de site Natura 2000 repose notamment sur la consultation préalable des communes et des établissements publics de coopération intercommunale concernés. Le fonctionnement du site est basé sur trois piliers :

- un comité de pilotage (COPIL), instance de gouvernance qui rassemble les acteurs locaux concernés. Sa composition est arrêtée par le préfet (articles L414-2, L414-8) et comprend le cas échéant les collectivités territoriales, représentants des propriétaires, exploitants, utilisateurs concernés par le site.
- une structure opératrice, en charge de l'élaboration d'un document d'objectifs (DOCOB) en concertation avec les acteurs socio-économiques du site. Ce document est un plan de gestion comprenant des diagnostics écologiques et socio-économiques, des objectifs de développement durable, des orientations de gestion ainsi que les modalités de suivi et d'évaluation de la mise en œuvre du DOCOB.
- une structure animatrice, qui met en œuvre ce DOCOB quand il est validé.

La conciliation des enjeux de biodiversité et des activités humaines à l'intérieur des sites Natura 2000 s'effectue grâce à des mesures de différentes nature, permettant que les activités humaines n'aient pas d'effets significatifs sur le maintien ou le rétablissement dans un état de conservation favorable des habitats et / ou des espèces. Ces mesures, fixées en concertation avec les acteurs du territoire dans le DOCOB, peuvent être de prévention et de contractualisation. La contractualisation incite les professionnels et usagers du site à mettre en œuvre les orientations de gestion choisies. En mer, les professionnels et usagers peuvent également bénéficier de contrats marins, financés par des crédits du ministère en charge de l'environnement. La sensibilisation, l'analyse risque pêche peuvent être également financées par des fonds européens. D'autres actions de protection ou d'acquisition de connaissance sur des espèces ayant justifié la désignation du site peuvent également être mises en place. De plus, les sites Natura 2000 sont soumis à la réglementation sur les évaluations d'incidence (qui détermine par anticipation si un projet/activité risque d'avoir un impact significatif sur les enjeux écologiques, ainsi que les mesures nécessaires pour éviter, réduire ou compenser cet impact).

Concernant les oiseaux, la France a obligation de classer en ZPS les territoires **“les plus appropriés en nombre et en superficie”** à la conservation des espèces d'oiseaux figurant à l'Annexe I de la directive ainsi que celles des espèces migratrices dont la venue est régulière (directive « Oiseaux » 2009/147/CE). Les périmètres Natura 2000 en mer constituent une catégorie d'aire marine protégée (loi n° 2019-773 du 24 juillet 2019).

2.2 Désignation des ZPS marines en France

À la suite de l'adoption de la DO, l'État français a dû désigner des ZPS. Le recensement national des oiseaux marins nicheurs de France métropolitaine, mené par le GISOM depuis 1968³, et plus tard l'inventaire national des ZICO réalisé par la LPO pour le compte du ministère chargé de l'environnement (Rocamora, 1994) ont fourni d'importantes données sur la localisation des colonies de reproduction et leurs effectifs. Ainsi, des enjeux pour les oiseaux marins avaient déjà motivé la désignation de 62 ZPS en partie ou totalement marines entre 1986 et 2006 (Fig. 2). Les connaissances en mer très limitées à l'époque sur ces espèces ont conduit à la délimitation de périmètres dévolus à protéger physiquement les sites de reproduction et leur abords immédiats, conduisant ainsi à de petits périmètres côtiers.

2.2.1 Première extension marine

L'évolution des connaissances sur les oiseaux marins, et notamment sur le comportement de recherche alimentaire des individus reproducteurs, a mis en évidence l'insuffisance des petits périmètres strictement côtiers pour satisfaire les objectifs de conservation en mer. En mai 2007, la Commission européenne demande une extension marine du réseau de ZPS, qui s'accompagne de recommandations non contraignantes pour la sélection de sites en mer se basant sur des données de distribution et d'abondance (Commission européenne, 2007).

En France, le ministère en charge de l'Environnement organise alors l'extension de son réseau. En premier lieu, les espèces fréquentant régulièrement les eaux sous juridiction française, susceptibles de justifier des ZPS sont identifiées : 60 taxons sont retenus par le MNHN (Comolet-Tirman *et al.*, 2007). Les secteurs marins à enjeu pour leur conservation sont identifiées : l'AAMP (2006-2016) propose une liste à la suite d'une consultation d'experts (GISOM). Ces secteurs indicatifs, argumentés vis-à-vis de leur importance pour les oiseaux marins, sont ensuite validés par le MNHN en juillet 2007 à la demande du Ministère (Siblet & Vaudin, 2007). On y trouve 10 secteurs en Manche, 13 en Atlantique et 11 en Méditerranée. Issus d'une réflexion collégiale, ils représentent la meilleure expertise disponible à l'époque. Ces secteurs sans zonage doivent guider l'extension, et apparaissent dans la circulaire ministérielle sur les compléments à apporter au réseau Natura 2000 en mer, instructions pour la désignation des sites (circulaire DNP/SDEN N° 2007).

À l'intérieur de ces secteurs pertinents, les colonies, les aires d'hivernage ou d'estivage, de repos et d'alimentation, ainsi que la colonne d'eau et la zone benthique pouvant être utilisés par les oiseaux marins, doivent être considérés pour délimiter des sites marins. Afin de faciliter cette tâche, le MNHN a produit un guide méthodologique (Vaudin *et al.*, 2008), en accord avec les lignes directrices émises par la Commission européenne. Ce guide indique la logique de sélection des sites adoptée en France (pages 28-32). Il peut s'agir :

- 1) d'extension de sites côtiers,
- 2) de création de sites en mer territoriale,
- 3) de création de sites en haute mer,
- 4) de création de sites spécifiques sur les couloirs importants de migration.

La méthode d'extension en mer de sites de reproduction (utilisée en 2007 par la LPO), ayant pour but la cohérence entre le site physique de reproduction et les zones d'alimentation/repos, est possible. Cependant, pour les zones de concentration d'oiseaux au large (≥ 3 mn), il est déjà noté que leur rattachement à la colonie risque de créer des

³ <https://oiseaux-marins.org/accueil/agenda/123-296/lancement-du-6eme-recensement-des-oiseaux-marins-nicheurs-2020-2022>

sites de taille trop importante, qui inclurait aussi des zones sans concentration d'oiseaux. Pour pallier ce problème, la solution proposée est la dissociation des périmètres entre le large et la colonie (Vaudin *et al.*, 2008, pages 30-31). Il y est également rappelé que les périmètres ZPS (comme le réseau entier) n'ont pas vocation à être exhaustif.

Sous l'autorité du préfet (de département et/ou maritime, selon le dépassement de la laisse de basse mer) en charge de l'instruction des sites, les services instructeurs (à l'époque les DIREN, 1991-2009) doivent définir dans les secteurs listés et selon la logique décrite ci-dessus, l'espace biologique nécessaire à la conservation des espèces et y faire un découpage pour créer une unité administrative de gestion. Les données de distribution et d'abondance disponibles des espèces, les arguments scientifiques et expertises président à la définition du périmètre. En région, des groupes de travail rassemblant les associations ornithologiques et experts locaux sont conduits par les DIREN afin de mobiliser les dernières connaissances acquises. Par exemple en Bretagne, les données de l'OROM et les récentes évaluations des ZPS pour les oiseaux marins (Morel *et al.*, 2005 ; 2007) viennent appuyer cet exercice (M. Ledard, com. pers.). À des fins d'opérabilité, les périmètres sont aussi délimités par des repères géographiques précis (axes entre points cardinaux, bouée, balise, amer, bathymétrie ou limites de ZEE). Un dossier de consultation est créé en préfecture (comprenant données et cartes), afin de lancer la concertation avec les organes délibérants des communes et des établissements publics concernés. Le périmètre proposé à l'issue du travail des DIREN sert de base de discussion pour définir le projet de site lors de réunions d'information et de concertation aux échelles locales et régionales. En cas de litige, le préfet doit trancher en argumentant sa décision. En amont et en aval des projets, les autorités militaires sont consultées et peuvent ajuster la proposition de périmètre selon leurs fonctions régaliennes de défense et d'action de l'État en mer. En Bretagne, la consultation a parfois engendré un déplacement de périmètre (cas d'une zone militaire), mais n'a jamais engendré de réduction de surface. Elle a même parfois étendu le projet de site (cas des sites Roches de Penmarc'h, Archipel des Glénan-Dunes et côte de Trévignon devenus jointifs pour davantage de cohérence – M. Ledard com. pers.). Toutefois, dans d'autres régions, certaines propositions de périmètres ont été réduites suite à des projets industriels (Port d'Antifer, projets éoliens – JP Siblet com. pers.). Une fois le dossier finalisé, il est transmis au ministère pour validation scientifique par le MNHN, avant son instruction interministérielle. Une proposition de ZPS validée fait alors l'objet d'un arrêté interministériel de désignation publié au Journal officiel, notifié à la CE par une note des autorités françaises, et notifié au public concerné par l'autorité préfectorale compétente (circulaire DNP/SDEN N° 2007, page 13).

2.2.2 Deuxième extension marine

Si la première extension marine du réseau a bénéficié d'une évolution des connaissances autour des colonies et dans les eaux territoriales, en haute mer les données disponibles restaient encore trop fragmentaires pour identifier avec fiabilité des zones prioritaires de conservation (Valéry, 2010). Cette limite est commune avec la désignation des mIBAs françaises (Deceuninck & Micol, 2008). Une réflexion préalable à la désignation de nouvelles ZPS au large est mise en place. Elle identifie des besoins de campagne d'observation systématique (survolés aériens mensuels) permettant de construire des modèles d'habitat, ainsi que de suivis télémétriques (Valéry, 2010). Pour combler ces lacunes, le programme PACOMM⁴ est lancé (2010-2014). Concernant les oiseaux marins, divers suivis sont mis en œuvre : des campagnes d'observations aériennes (SAMM) et depuis les bateaux océanographiques, le projet FAME⁵ sur le Puffin des Baléares *Puffinus mauretanicus* et le Fou de Bassan *Morus bassanus*, des suivis locaux sur les sternes, les cormorans, les macreuses, la mouette tridactyle *Rissa tridactyla*, les grèbes, les plongeurs, ainsi que des suivis télémétriques en Méditerranée sur le Puffin yelkouan *Puffinus yelkouan* et le Puffin de Scopoli *Calonectris diomedea* (Péron *et al.*, 2013 ; Péron & Grémillet, 2013). Ces nouvelles données, récoltées sur l'ensemble des eaux

⁴ <http://cartographie.afbiodiversite.fr/?q=node/45>

⁵ https://www.lpo.fr/images/FAME/site_2013/sensibilisation/lettreinfofame2013.pdf

sous juridiction française et des milieux marins (côte, plateau continental, talus et plaine abyssale), apportent des résultats inédits sur les espèces mobiles en haute mer au cours des saisons (Pettex *et al.*, 2013). Les observations aériennes protocolées, réalisées en hiver (2011-2012) et en été (2012), prennent en compte non seulement les espèces nicheuses à grande capacité de dispersion, mais aussi les espèces migratrices en période internuptiale. Elles ont servi de base à une analyse d'optimisation spatiale du réseau de ZPS pour les oiseaux marins (Delavenne *et al.*, 2014) : converties en un taux de rencontre par maille de 40 km dans la ZEE française, elles ont alimenté l'algorithme du logiciel MARXAN. Cette analyse géostatistique permet la recherche d'une solution optimale pour étendre le réseau de façon complémentaire au réseau déjà existant, par la sélection du meilleur coût (nombre de mailles) / bénéfique (couverture de 60% du total des taux de rencontre des espèces considérées). Sur la base de ces résultats et à l'issue d'échanges entre experts animés par l'AAMP, 10 grands secteurs ont été proposés (7 en Atlantique, 3 en Méditerranée) où il est scientifiquement pertinent de désigner des ZPS (Delavenne *et al.*, 2014). Ce besoin de sites complémentaires au large a été également demandé par la CE dans son EU Pilot de 2016.

Suite à ce processus, le ministère en charge de l'Environnement a relancé des désignations de ZPS au-delà de la mer territoriale⁶ (MEEM, 2016). La méthode de désignation des sites est identique à celle de la première extension, mais pour les sites totalement marins, l'information, la concertation et les consultations réglementaires sont à la charge des préfets maritimes. Depuis la restructuration des DIREN, les services instructeurs pilotes sont devenus les DIRM ou les DREAL. Les 10 grands secteurs délimités scientifiquement ont guidé la complétion du réseau, réalisée avec la désignation de 4 vastes ZPS au large en 2018-2019 (Fig. 2). Ces ZPS recouvrent tout ou partie de 8 grands secteurs sur les 10 proposés. Ces derniers périmètres ont multiplié la surface totale du réseau par 2,6 (Fig. 3). La cohérence écologique de ce réseau complété a été évaluée par l'UMS PatriNat suivant les critères réglementaires appliqués aux espèces mobiles de la DHFF « aire de répartition naturelle » (couverture des aires de répartition des espèces) et « suffisance » (pourcentage de la taille des populations représentées au sein du réseau) (de Bettignies & Aish, 2017a,b). Ce réseau satisfait ces deux critères en Atlantique, avec une couverture globale des espèces hauturières par les nouvelles ZPS créées au-delà de la mer territoriale et des espèces côtières par les ZPS déjà existantes, et une suffisance calculée entre 28 et 66 % selon les espèces. En Méditerranée en revanche, ces critères pointent une lacune de couverture dans le golfe du Lion, qui se répercute sur la suffisance du réseau estimée entre 11 et 45 % (de Bettignies & Aish, 2017a, b).

Actuellement, le réseau de ZPS marines compte 82 sites et concerne 58 espèces (Tableau 2). Par rapport aux 60 espèces listées comme susceptibles de justifier une ZPS (Comolet-Tirman *et al.*, 2007), les deux espèces manquantes sont le Goéland bourgmestre *Larus hyperboreus* et le Mergule nain *Alle alle* qui n'ont pas encore été inscrits à ce jour dans les FSD. Il est également à noter que cette liste de 60 espèces est antérieure à certaines évolutions taxonomiques, comme la séparation du Puffin de Scopoli *Calonectris diomedea* avec le Puffin cendré *C. borealis*, et celle de la sous-espèce de l'Océanite tempête de Méditerranée *Hydrobates pelagicus melitensis* ; ce qui pourrait désormais porter cette liste à 62 taxons. La prise en compte des espèces migratrices nicheuses et non nicheuses en France est une caractéristique du réseau (Tableau 2), indispensable pour satisfaire la bonne application de la directive « Oiseaux ».

Pour mémoire, cette action conservatoire territorialisée au sein des ZPS s'articule avec d'autres politiques publiques, comme la DCSMM (directive 2008/56/CE) qui a des objectifs environnementaux et des actions en faveur des oiseaux marins⁷ dans tout l'espace maritime français.

⁶ https://aida.ineris.fr/consultation_document/37914

⁷ <https://dcsmm.milieumarinfrance.fr/Le-Plan-d-Action-pour-le-Milieu-Marin/Cycle-2-2018-2024/Consultation-des-documents-de-l-evaluation-du-Cycle-2>

Tableau 2. Nombre de ZPS désignées et d'espèces d'oiseaux marins qui y sont pris en compte en fonction des différentes phases de leur cycle biologique. (source : Formulaires standards de données 2021, <https://inpn.mnhn.fr>).

	Zone géographique	Espèce résidente (sédentaire)	Reproduction (migratrice)	Concentration (migratrice)	Hivernage (migratrice)
ZPS	Atlantique (n=67)	7	53	57	62
	Méditerranée (n=15)	10	11	14	10
	Total (n=82)	17	64	71	72
Espèces	Atlantique (n=56)	16	33	56	46
	Méditerranée (n=42)	4	15	39	27
	Total (n=58)	20	39	58	47

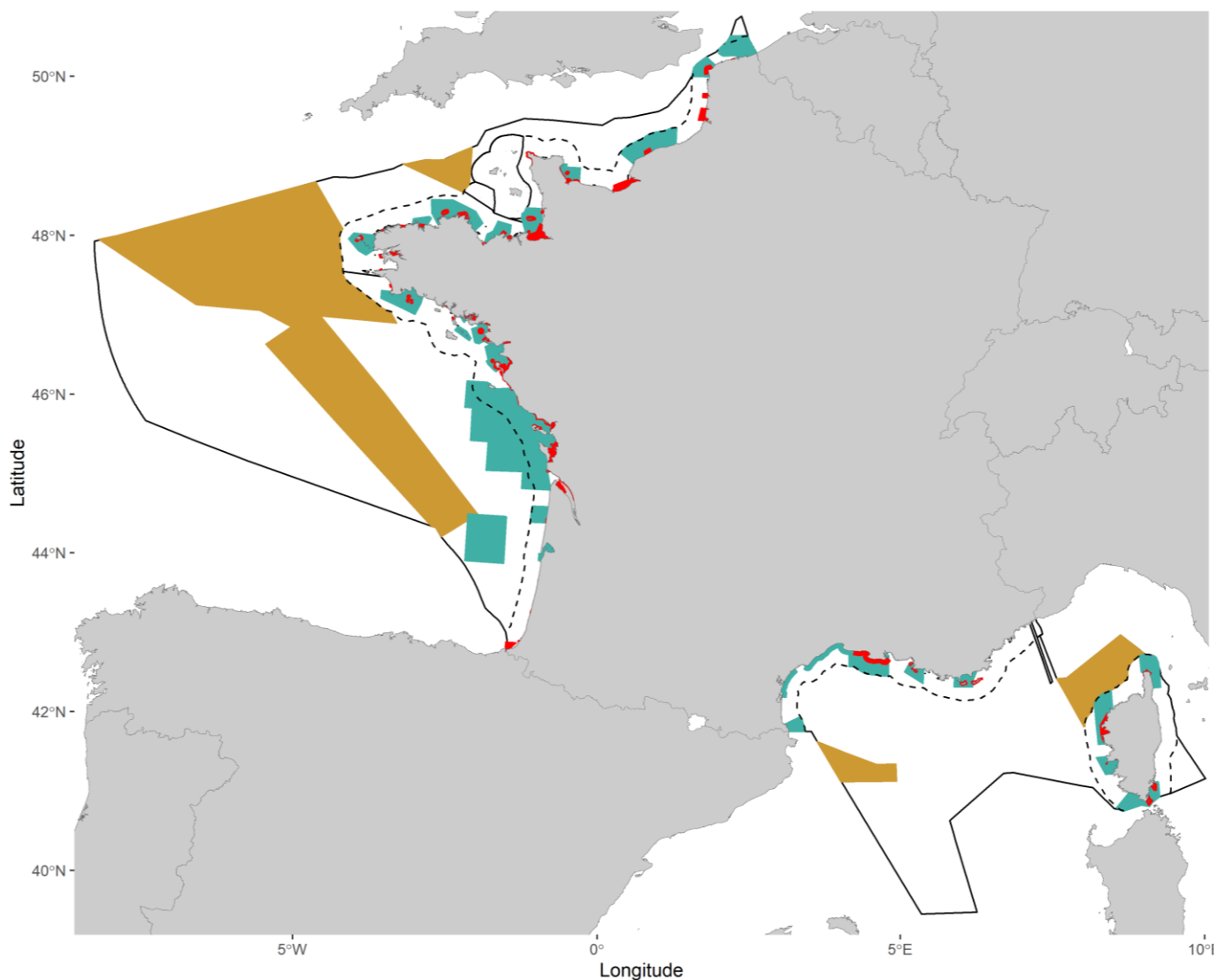


Figure 2. Evolution spatiale et temporelle des 82 zones de protection spéciales (ZPS) marines du réseau Natura 2000 français. Celles coloriées en rouge (n=62) représentent le réseau en place en juin 2007 (désignations entre 1986 et 2006), celles en vert (n=78) le réseau suite à sa première extension en mer (extensions et/ou désignations entre 2008 et 2010), et celles en brun (n=4) complétant le réseau au-delà des eaux territoriales (entre 2018 et 2019). Le trait noir continu indique les limites des eaux sous juridiction française (zone économique exclusive, frontières maritimes), et celui en pointillés la limite de la mer territoriale (12 milles marins).

3 Comparaison des méthodologies de désignation entre mIBAs et ZPS

Ces deux réseaux écologiques partagent un but commun : la conservation à long terme des espèces en concentrant les moyens d'action sur des sites prioritaires. En revanche, les étapes de leur délimitation en France métropolitaine ont été très différentes (Tableau 3), notamment concernant les espèces cibles, les stades du cycle biologique pris en compte, et les données mobilisées.

Tableau 3. Comparaison des méthodologies de désignation entre les *marine Important Bird Areas* et les Zones de Protection Spéciales en France métropolitaine concernant les oiseaux marins.

	mIBAs « extension au large de colonie » (BirdLife International)	ZPS (Réseau Natura 2000 français)
Cadre réglementaire	aucun	Directive « Oiseaux » 2009/147/CE
Objectif	Identifier, documenter et protéger les sites les plus importants pour la conservation	Assurer la survie et la reproduction dans leur aire de distribution
Échelle spatiale	mondiale	européenne
Année de démarrage	2004	1979
Année(s) de désignation	2007	1986 - 2019
Nombre d'espèces	27	60
Stade(s) du cycle de vie	Reproduction	Reproduction, migration, estivage, hivernage
Données	Effectifs des colonies de reproduction	Effectifs des colonies de reproduction, observations en mer (bateau, avion), suivis depuis la côte, observations opportunistes, suivis télémétriques, dire d'experts
Localisation	Autour des colonies de reproduction	Secteurs pertinents
Taille	Rayon d'action théorique depuis la côte	Variable, en fonction des espèces / enjeux identifiés
Forme des périmètres	Cercle	Polygone
Contrainte du périmètre	Rayon d'action théorique	Repères physiques en mer
Nombre actuel de sites	51	82
Surface totale	56 274 km ²	115 065 km ²

D'un point de vue chronologique, la désignation de ZPS en partie ou totalement marines a été progressive, entre 1986 et 2019. À l'inverse, toutes les mIBAs ont été désignées à l'issue d'une étude, en 2007 (Fig. 3).

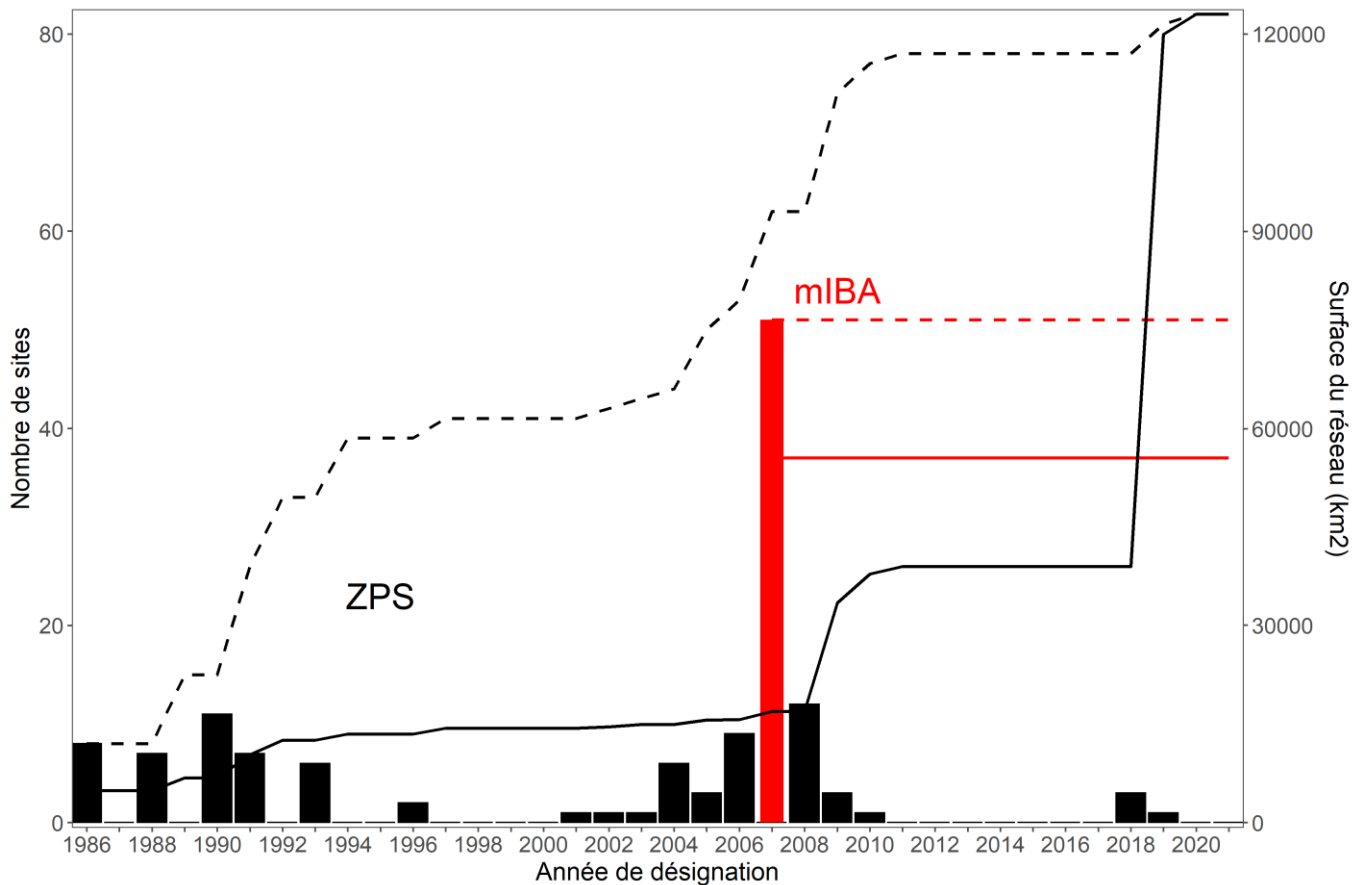


Figure 3. Evolution du nombre de sites et de la surface des réseaux français de mIBA (en rouge) et ZPS (en noir) au cours du temps. Les barres verticales indiquent le nombre de sites désignés par année, la courbe en pointillés le cumul du nombre de site et la courbe pleine le cumul de surface.

Il est recommandé lors de la désignation des périmètres de recourir aux meilleures données disponibles (Commission européenne, 2007), ce qui a été entrepris lors de la définition des mIBAs françaises. À l'époque, les connaissances sur la distribution des oiseaux marins en haute mer était limitée, et malgré l'existence d'études pionnières, les connaissances restaient lacunaires. Par conséquent, les 51 mIBAs validées par BirdLife International reposent uniquement sur des données localisées d'effectifs nicheurs antérieures à 2007 concernant 27 espèces, et trois rayons d'action théoriques. Ce biais en faveur des observations côtières est noté pour l'établissement des mIBAs, ainsi que de potentielles lacunes dans les données puisque beaucoup d'organismes contactés n'ont pas pu fournir de données ou d'analyses (Deceuninck & Micol, 2008).

De nos jours, le recensement national des oiseaux marins nicheurs de France métropolitaine concerne 28 espèces (GISOM, 2020). Cette différence mineure s'explique par la comptabilisation de la Sterne arctique *Sterna paradisaea* nicheuse dans les données de 2007 (absente en 2020) et l'absence des deux guifettes (Guifette noire *Chlidonias niger*, Guifette moustac *C. hybrida*) dans les données de 2007, alors qu'elles sont comptabilisées en 2020. En revanche, la désignation des ZPS prend en compte un total de 60 taxons (Comolet-Tirman *et al.*, 2007) qui inclut non seulement les espèces nicheuses, mais aussi les espèces migratrices de passage pour lesquelles la France a aussi une responsabilité en termes de conservation.

Les rayons d'action appliqués à l'époque par la LPO sur la localisation des colonies de reproduction ont été depuis précisés grâce aux études télémétriques. Bien que la base de données en ligne dédiée aux rayons d'action⁸ (BirdLife International, 2010a) ne soit plus accessible, plusieurs publications ont successivement apporté des mises à jour substantielles (Thaxter *et al.*, 2012 ; Jovani *et al.*, 2016 ; Critchley *et al.*, 2018, Woodward *et al.*, 2019). Ainsi, les rayons utilisés pour la désignation des mIBAs françaises ont été sous-estimés pour 18 espèces (Tableau 4). Cette sous-estimation risque même d'être accentuée avec les nouveaux suivis disponibles (Bernard *et al.*, 2021).

Tableau 4. Comparaison des rayons d'actions théoriques utilisés pour la désignation des mIBAs françaises en 2008 (RSPB, 2000) avec ceux publiés depuis (moyenne des maximum, présentée avec l'écart type et le nombre de colonie entre parenthèses). Les espèces pour lesquelles ces rayons ont été sous-estimés à l'époque sont surlignées en bleu. Les références bibliographiques utilisées sont les suivantes : a) Woodward *et al.*, 2019, b) Mendes *et al.*, 2018, c) Veen *et al.*, 2019, d) Metzger *et al.*, 2016, e) Pezzo *et al.*, 2021, f) Péron *et al.*, 2013, g) Britto *et al.*, 2018.

Nom français	Nom latin	Rayons RSPB, 2000 (km)	Rayons actualisés (km)	Degré de confiance	Référence(s)
Fulmar boréal	<i>Fulmarus glacialis</i>	40	542 ± 657 (16)	bon	a
Fou de bassan	<i>Morus bassanus</i>	40	315 ± 194 (21)	élevé	a
Goéland brun	<i>Larus fuscus</i>	40	127 ± 109 (18)	élevé	a
Macareux moine	<i>Fratercula arctica</i>	40	137 ± 128 (7)	bon	a
Guillemot de Troïl	<i>Uria aalge</i>	40	73 ± 80 (16)	élevé	a
Pingouin torda	<i>Alca torda</i>	40	88 ± 75 (16)	bon	a
Goéland argenté	<i>Larus argentatus</i>	40	58 ± 26 (10)	bon	a
Mouette tridactyle	<i>Rissa tridactyla</i>	40	156 ± 144 (37)	bon	a
Océanite tempête	<i>Hydrobates pelagicus</i>	40	336 (1)	faible	a
Mouette rieuse	<i>Chroicocephalus ridibundus</i>	40	18 (1)	incertain	a
Mouette mélanocéphale	<i>Ichthyaetus melanocephalus</i>	40	20 (1)	incertain	a
Goéland leucophée	<i>Larus michahellis</i>	40	13 ± 8 (2)	modéré	b
Goéland marin	<i>Larus marinus</i>	40	73 (1)	faible	a
Goéland d'Audouin	<i>Larus audouinii</i>	40	14 ± 2.9 (1)	faible	b
Goéland railleur	<i>Chroicocephalus genei</i>	40	37 ± 13 (1)	faible	c
Puffin de Scopoli	<i>Calonectris diomedea</i>	40	360 (1)	faible	d
Puffin yelkouan	<i>Puffinus yelkouan</i>	40	392 ± 217 (5)	modéré	d, e, f
Goéland cendré	<i>Larus canus</i>	15	50 (1)	faible	a
Sterne caugek	<i>Sterna sandvicensis</i>	15	34 ± 23 (9)	modéré	a
Grand Cormoran	<i>Phalacrocorax carbo</i>	15	25 ± 8 (4)	modéré	a
Sterne arctique	<i>Sterna paradisaea</i>	15	25 ± 14 (9)	bon	a
Puffin des Anglais	<i>Puffinus puffinus</i>	15	1346 ± 1018 (6)	modéré	a
Sterne de Dougall	<i>Sterna dougallii</i>	15	12 ± 10 (3)	modéré	a
Cormoran huppé	<i>Phalacrocorax aristotelis</i>	15	13 ± 10 (17)	élevé	a
Sterne pierregarin	<i>Sterna hirundo</i>	15	18 ± 8 (16)	bon	a
Sterne hansel	<i>Gelochelidon nilotica</i>	15	6.2 (1)	faible	g
Sterne naine	<i>Sternula albifrons</i>	5	5 (1)	modéré	a

⁸ www.seabird.wikispace.com

Ces rayons théoriques d'action « bruts » engendrent un périmètre mIBA circulaire découpé par le trait de côte, contrairement aux ZPS qui forment des polygones (Fig. 1, 2 et 5). Ces polygones répondent aux recommandations de délimitation basées sur des lignes droites et des repères en mer, pour une identification simple et pragmatique en mer (Commission européenne, 2007).

Après la désignation des périmètres, leurs informations associées sont également mises à jour de façon contrastée. Les mIBAs françaises n'ont jamais été actualisées depuis leur élaboration en 2007. En revanche, les FSD des ZPS sont partiellement mis à jour. Mieux que l'année de désignation des sites (publication de l'arrêté ministériel), l'année de compilation et/ou de mise à jour des FSD renseigne sur le degré d'actualité du réseau (Fig. 4). Certains FSD ont des données anciennes qui nécessitent une actualisation, mais la majorité des FSD ont bénéficié d'une mise à jour, notamment en 2008 (suite à la première extension marine du réseau de ZPS) et en 2017 (suite à la demande de mise à jour par la DEB). Par défaut, ces mises à jour sont prévues quand le site fait l'objet d'une élaboration ou révision de DOCOB, et quand le périmètre d'un site est concerné par une évolution substantielle des connaissances.

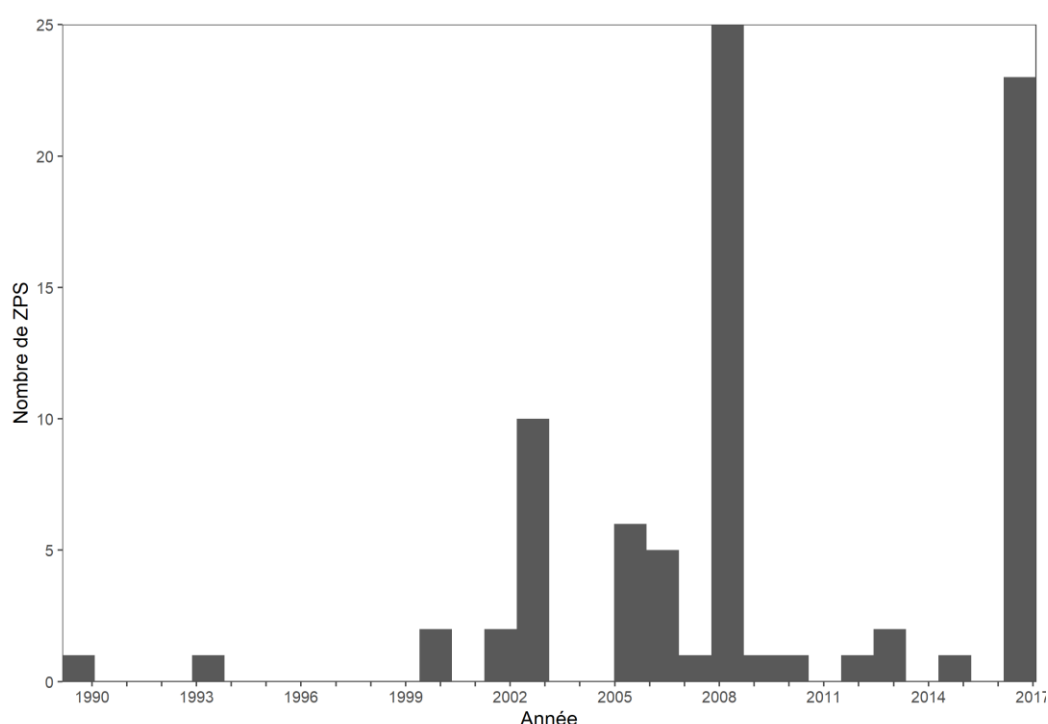


Figure 4. Actualisation des informations du réseau de ZPS en France métropolitaine, illustrée par l'année de mise à jour (ou à défaut, de compilation) de leurs formulaires standards de données. (source : Formulaires standards de données 2021, <https://inpn.mnhn.fr>)

Au-delà des informations contenues dans les FSD comme les espèces, leur statut, leurs effectifs, les limites de périmètre arrêtées lors de la désignation peuvent également évoluer. Ainsi, quand des améliorations de connaissances sur la distribution des oiseaux en mer mettent en avant d'autres enjeux de conservation (nouveaux ou n'ayant pas été identifiés avec les données de l'époque) à proximité immédiate d'une ZPS, elles peuvent motiver une extension. Par exemple, des projets d'extension sont en discussion par les acteurs locaux au sein des COPIL des ZPS « cap Sizun » (site FR5310055) et « Baie de Saint Briec » (site FR5310050) pour prendre en compte de nouvelles connaissances sur la répartition de plongeurs *Gavia sp.* et de Puffin des Baléares *Puffinus mauretanicus* notamment.

4 Discussion

La critique du réseau français de ZPS en faveur des oiseaux marins réalisée en 2019 par la Commission européenne repose sur la superposition spatiale des mIBAs et des ZPS (Fig. 5). L'indicateur utilisé est le taux de recouvrement d'une mIBA par une ou plusieurs ZPS. Ainsi, une insuffisance a été pointée par deux critères : quand 1) une mIBA est couverte à moins de 20%, et 2) lorsque plus de 1000 km² de mIBA ne sont pas couverts (Fig. 6). Cette comparaison surfacique entre deux réseaux, aux méthodes de désignation et données sources différentes comme explicité précédemment, pose questions.

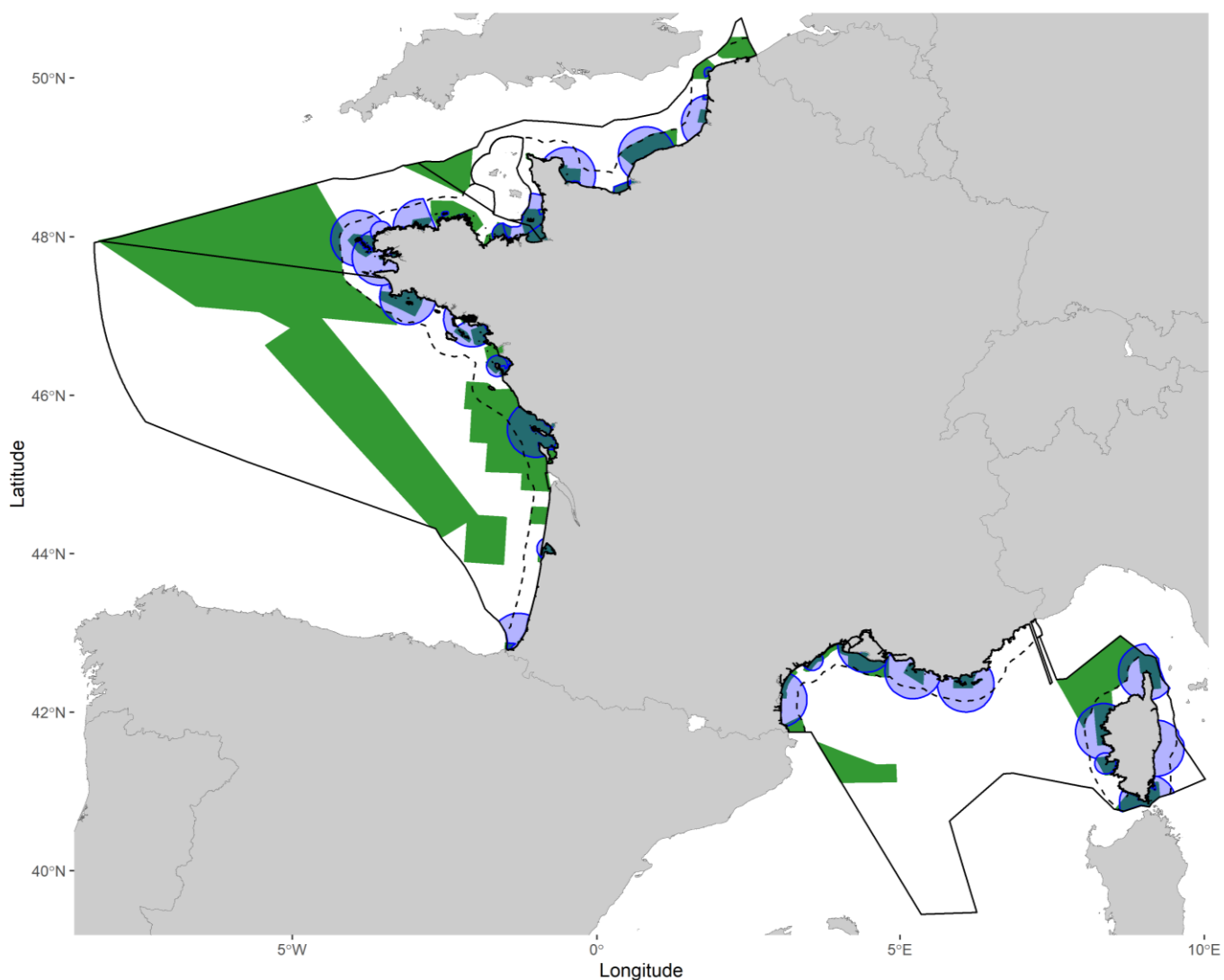


Figure 5. Superposition spatiale du réseau de zones de protection spéciales (en vert) avec le réseau de *marine Important Birds Areas* (en bleu) dans les eaux sous juridiction française.

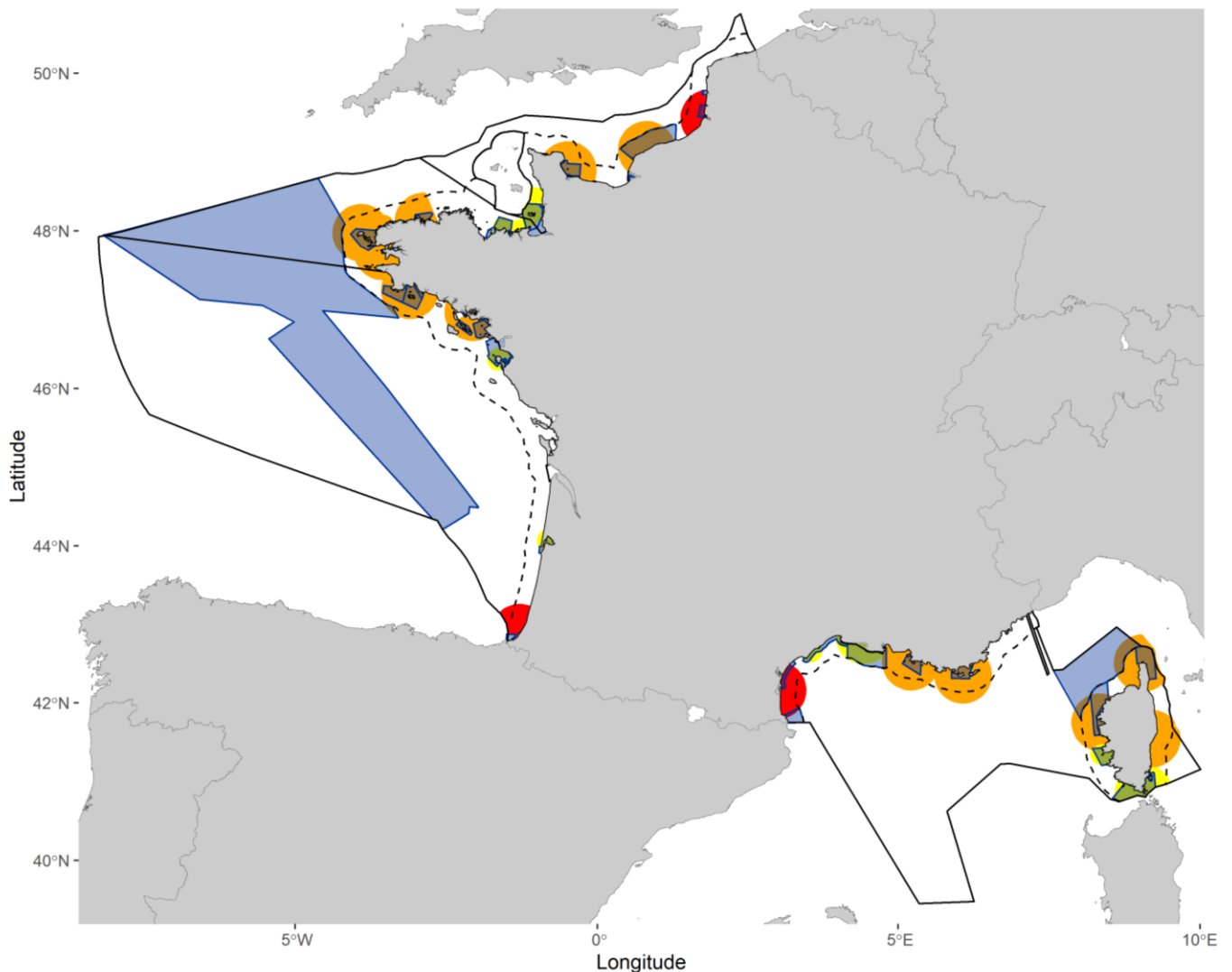


Figure 6. Les 26 mIBAs où la superposition spatiale avec les zones de protection spéciales (n=52, en bleu) pointe un potentiel problème (jaune), un grand problème (orange) ou un besoin d'analyse détaillée (rouge). Source : Commission Européenne 2019, Annexe 5 de l'EU Pilot 2016-8347.

4.1 Utilisation générique des rayons d'action théoriques

La désignation de périmètres en mer par extension autour d'une colonie avait été jugée opportune pour l'application des directives en mer (Commission européenne, 2007). En effet, cette méthode est adaptée pour les espèces côtières à faible rayon d'action (McSorley *et al.*, 2003 ; Ludynia *et al.*, 2012). Les rayons d'action ont été également appliqués à des espèces pélagiques (Grecian *et al.*, 2012 ; Critchley *et al.*, 2018) du fait que la moyenne des rayons maximums connus inclut la majorité des zones de nourrissage, tout en surestimant le domaine vital utilisé par la colonie (Soanes *et al.*, 2016). Les mIBAs françaises basées sur le rayon d'action répondent à ce souci d'exhaustivité en période de reproduction tout en palliant le niveau de connaissance hétérogène sur les colonies françaises. C'est une méthode simple, peu coûteuse, rapide et transparente. En revanche, son application générique se heurte à plusieurs limites :

1) Les rayons d'action se fondent uniquement sur les individus nicheurs.

Les oiseaux marins sont des espèces longévives qui atteignent leur maturité sexuelle après plusieurs années et qui pondent un seul œuf (procellariiformes), un ou plusieurs (laridés, sternes, fous) et au maximum entre deux et six (cormorans). Ces caractéristiques les classent dans les espèces à stratégie démographique de type « K » (MacArthur & Wilson, 1967). Ainsi, les individus nicheurs sont des adultes âgés, expérimentés dans la recherche alimentaire (Dunn 1972 ; Daunt *et al.*, 1999 ; Nevoux *et al.*, 2007) qui bénéficient d'une forte survie (Jenouvrier *et al.*, 2003 ; Fay *et al.*, 2015). Leur capacité à produire une descendance et l'accessibilité des colonies de reproduction a logiquement attiré les premières mesures de conservation pour ces individus. Pourtant, les analyses démographiques réalisées grâce au baguage des oiseaux marins, leur suivi à long terme et l'analyse par modèles de dynamique de population ont montré depuis que le taux de croissance de leur population est davantage influencé par la survie des adultes (long terme) que par la production de jeunes (court terme, Sæther & Bakke, 2000). La forte variabilité spatio-temporelle du milieu marin et de sa ressource alimentaire associée entraîne une production de jeunes très variable (Jenouvrier *et al.*, 2003 ; Hipfner 2008 ; Ramirez *et al.*, 2016) pouvant même être nulle lors d'évènements extrêmes (Ropert-Coudert *et al.*, 2018). En plus de la survie des adultes, le nombre d'immatures devenant reproducteurs est également un paramètre important pour la démographie des oiseaux marins (Sandvik *et al.*, 2012). Ces individus non-reproducteurs peuvent avoir des effectifs égaux, voire supérieurs à ceux des reproducteurs (Crawford & Boonstra, 1994 ; Rivalan *et al.*, 2010 ; Sæther *et al.*, 2013) et montrer une distribution spatiale en mer différente (Pettex *et al.*, 2019) même lorsqu'ils fréquentent les colonies de reproduction (Votier *et al.*, 2011 ; Fayet *et al.*, 2015). Des différences entre immatures et reproducteurs peuvent être observées également pendant les migrations (Orben *et al.*, 2018 ; Campioni *et al.*, 2020) et dans le régime alimentaire (Lorentsen & Anker-Nilssen, 1999), jusqu'à entraîner une différenciation de niche écologique (Carravieri *et al.*, 2017). Par conséquent, les rayons d'action théoriques ne prennent pas totalement en compte les besoins des individus non reproducteurs, alors qu'ils sont importants pour la valeur reproductive et la stochasticité démographique de la population (Sæther *et al.*, 2013), surtout chez les espèces ayant une population petite ou fragmentée (LeBreton & Clobert, 1991).

2) Les rayons d'action ne sont plus efficaces pour les individus reproducteurs en dehors de la période de reproduction.

Chez beaucoup d'espèces, les individus reproducteurs ne sont pas sédentaires et migrent vers d'autres lieux ou pays durant leur période inter-nuptiale (Guilford *et al.*, 2009 ; Fort *et al.*, 2012 ; Péron & Grémillet, 2013).

3) Le rayon d'action, résultant des zones d'alimentation, est rapporté pour être spécifique à la colonie, et non général à l'espèce (Harding & Riley, 2000).

Cette critique est corroborée par les études télémétriques multi-sites, mettant en évidence une corrélation positive entre le rayon d'action et l'effectif de la colonie (Lewis *et al.*, 2001 ; Wakefield *et al.*, 2013) ainsi une dépendance à la productivité du milieu environnant (Garthe *et al.*, 2007 ; Paiva *et al.*, 2010 ; Péron *et al.*, 2018), ou encore une exposition à des pressions anthropiques différentes (Genovart *et al.*, 2018).

4) Les rayons d'action théoriques ne prennent pas en compte les espèces non nicheuses.

Pourtant, les eaux sous juridiction française sont régulièrement fréquentées par ces espèces migratrices en période internuptiale : avec 32 espèces, elles représentent 53 % des espèces susceptibles de désigner les ZPS (Comolet-Tirman *et al.*, 2007).

5) Les rayons d'action qui peuvent être satisfaisants pour les espèces côtières, sont en revanche moins adaptés pour les espèces pélagiques à grande capacité de dispersion.

C'est une limite reconnue par BirdLife International (2010c). Pour les espèces qui utilisent le milieu marin à large échelle, il peut y avoir une démarcation nette entre leur colonie et leur(s) zone(s) d'alimentation. Par conséquent, un zonage reliant la colonie aux zones d'alimentation de ces espèces pélagiques ne semble pas pertinent avec l'objectif d'une action conservatoire localisée et restreinte sur une zone de concentration. Cinquante espèces d'oiseaux marins sont connues pour alterner des voyages alimentaires en mer courts avec des voyages longs (Phillips, 2021). En France, cette bimodalité de rayon d'action concerne notamment le Puffin des Anglais *Puffinus puffinus*, le Fou de Bassan *Morus bassanus*, le Pinguouin torda *Alca torda* et le Puffin de Scopoli *Calonectris diomedea*, pour qui l'utilisation d'un seul rayon d'action masque une réalité plus complexe. De plus, les rayons d'action placés autour de colonies françaises ne prennent pas non plus en compte les oiseaux nichant dans des pays étrangers adjacents et fréquentant les eaux françaises, et vice versa.

6) Enfin, la forme circulaire des périmètres en mer indique qu'il n'y a pas eu de découpage du rayon en fonction d'autres variables environnementales que le trait de côte.

C'est pourtant une étape dans la désignation de périmètre jugée « indispensable » par la CE (Commission européenne, 2007, page 67) et décrite dans les protocoles de définition des IBA (Heath & Evans, 2000) et mIBA (BirdLife International, 2010b). En effet, ce croisement entre l'écologie de l'espèce et l'habitat disponible autour des colonies permet de délimiter les zones probables de recherche alimentaire (BirdLife International, 2010b ; rule box 6 page 18). Ainsi, les mIBAs françaises sont les seules en Europe à présenter une forme circulaire⁹ (Fig. 1 et 5).

Les études françaises menées sur les oiseaux marins nicheurs montrent une discordance entre les périmètres mIBAs basés sur les rayons d'action et les zones d'alimentation utilisées. Dans le cas d'espèces pélagiques, les individus peuvent utiliser des zones en dehors du rayon théorique d'action de l'espèce, comme observé chez le Fou de bassan (Grémillet *et al.*, 2006), la Mouette tridactyle (Ponchon *et al.*, 2017) ou le Puffin yelkouan (Péron *et al.*, 2013). Dans le cas d'espèces côtières, les caractéristiques locales de l'environnement et l'ajustement du comportement de recherche alimentaire en période de reproduction peuvent conduire à des voyages alimentaires dans un rayon inférieur à celui reporté pour l'espèce, comme observé pour le Cormoran huppé (Michelot *et al.*, 2017) et les sternes (Cadiou *et al.*, 2015).

Par conséquent, ces disjonctions entre rayons théoriques et utilisation réelle de l'habitat conduisent à l'inclusion de zones rarement ou non utilisées par les espèces cibles et / ou l'omission de zones d'alimentation (selon les espèces). Bien que corrélée à la distribution des oiseaux en mer pendant la période de reproduction, la méthode des rayons d'action reste moins performante que les données de suivis télémétriques ou les modèles prédictifs d'habitat basés sur les observations aériennes pour étudier la distribution des oiseaux en mer (Critchley *et al.*, 2020). Ces disjonctions et omissions peuvent en être à l'origine (Carroll *et al.*, 2019). D'un point de vue pragmatique, l'inclusion de zones peu ou pas utilisées par les oiseaux dans les aires protégées pose problème dans le sens où des mesures de restriction d'activités humaines pourraient s'y révéler inefficaces (Huggett, 2001 ; McGowan *et al.*, 2017) et donc en contradiction avec l'objectif du réseau mIBA.

⁹ <http://datazone.birdlife.org/site/mapsearch>

En résumé, les rayons théoriques d'action pour la désignation des MIBAs françaises en 2008 sont anciens et pour la plupart imprécis. Même mise à jour pour toutes les colonies, cette méthode resterait biaisée en faveur de la période de reproduction, des individus et des espèces nicheuses alors que les différentes classes d'individus et les espèces font une utilisation différenciée du milieu marin. Cette méthode, surtout appliquée sans prise en compte des habitats marins, se révèle désormais simpliste au vu de la complexité des multiples facteurs influençant la distribution des oiseaux en mer, et rapportée comme une méthode préliminaire (Thaxter *et al.* 2012) ou à utiliser en l'absence de données plus fines (Soanes *et al.* 2016).

4.2 Disparités entre pays membres de l'UE

Même si la Commission européenne avait identifié le développement d'analyses géostatistiques évaluant la distribution spatio-temporelle des oiseaux marins comme un outil pouvant faciliter le processus de sélection de sites, elle a laissé le libre choix aux États membres de leur méthodologie pour délimiter leurs ZPS. C'est aussi le cas pour BirdLife International avec ses partenaires locaux concernant la délimitation des mIBAs. Ainsi, il existe des différences à la fois entre réseaux et entre pays.

Par exemple, l'Espagne compte 42 mIBAs qui ont été désignées grâce à des données multi-sources : observations en mer depuis bateaux et avions, comptages de colonies, suivis télémétrique, comptages depuis la côte lors de la migration ainsi que des modèles prédictifs d'habitat (réalisés avec le logiciel MAXENT à une maille de 4,5 km). La superposition spatiale des zones clefs identifiées pour chaque espèce a guidé la délimitation de polygones, avec le nombre de segments le plus faible possible, qui constituent les périmètres mIBAs (Arcos *et al.*, 2009). Ce travail conséquent réalisé par la Sociedad Española de Ornitología (SEO) a été financé par un programme LIFE. Les mêmes données ornithologiques ayant servi à la délimitation des ZPS, il n'est pas étonnant de constater que les ZPS recouvrent largement les mIBAs, à 91,2 % (Ramirez *et al.*, 2017).

En France, toutes les mIBAs retenues par BirdLife International ont été désignées par des extensions marines autour de colonies en forme de cercle. Les ZPS ont été désignées progressivement en incorporant les données multi-sources disponibles au fur et à mesure. Ainsi, les ZPS couvrent seulement 37,6% des mIBAs (un déficit pointé par l'évaluation par la Commission européenne) alors que les mIBAs couvrent une surface 2,6 fois moins importante que le réseau ZPS en place.

Ce taux de recouvrement des ZPS par rapport aux mIBAs varie entre 0 et 99,5 % selon les pays (Ramirez *et al.*, 2017). Il est utilisé comme indicateur par BirdLife International, qui considère que tout le réseau mIBAs devrait être désigné en ZPS. Plus que la bonne application du droit communautaire dans les États membres, ce taux de recouvrement reflète l'hétérogénéité des données disponibles et des méthodes employées entre pays et réseaux dans l'étude de la distribution en mer des oiseaux marins.

Conclusion

En l'état actuel, les périmètres des 51 MIBAs françaises validés par BirdLife International sont basés sur des données anciennes et une méthode qui restreint son efficacité aux individus nicheurs durant la période de reproduction. L'application des rayons d'action théoriques découpés par le trait de côte semble une originalité française par rapport aux méthodes utilisées ailleurs en France extra-marine (Delord *et al.*, 2014) et en Europe. De plus, considérer l'intégralité de larges périmètres MIBAs comme devant être désignés en zone protégée n'est pas toujours efficace (Huggett, 2001 ; McGowan *et al.*, 2017).

Depuis 2007 en France, l'état des connaissances sur la distribution en mer des oiseaux marins a beaucoup évolué, et continue d'évoluer. Les différents suivis protocolés, études télémétriques et observations opportunistes ont apporté de nouvelles données à différentes échelles spatiales et temporelles. Compte-tenu des nouvelles connaissances acquises, la seule utilisation des rayons théoriques d'action autour de colonies de reproduction (zonage actuel des MIBAs françaises) ne reflète plus la meilleure information disponible, et les nombreux biais de cette méthode préliminaire peuvent remettre en question son utilisation comme base de référence pour l'évaluer la cohérence écologique du réseau Natura 2000.

Établir finement la distribution et l'abondance de toutes les espèces d'oiseaux marins à l'intérieur de l'ensemble des eaux sous juridiction française demande de prolonger cet effort d'acquisition de données globales, notamment avec de meilleures résolutions spatiales et temporelles, pour combler les lacunes persistantes. Malgré leurs limites, les campagnes d'observations en mer alimentent des prédictions de distribution et d'abondance grâce aux modèles d'habitats. Ce type d'étude et d'analyse est certes très coûteux en moyens et en temps, mais il est utilisé à l'international pour sa capacité à révéler les dynamiques spatio-temporelles à large échelle des espèces détectées.

Le regroupement de toutes les données existantes dans l'ensemble des eaux sous juridiction française, sur toutes les espèces et concernant les différentes classes d'individus au cours de leur cycle biologique entier ; constituerait la meilleure source de données disponible pour mettre à jour les zones de concentration des oiseaux en mer. De plus, ce regroupement de données récentes peut également fournir de nouveaux éléments sur la suffisance et la cohérence du réseau français de ZPS. En effet, la France doit répondre de la cohérence de ses ZPS « côtières » à la CE, où des lacunes résiduelles ont été pointées en Méditerranée (de Bettignies & Aish, 2017b).

La complexité de la définition des zones de concentration d'oiseaux marins en mer pose aussi la question de la pertinence de baser les ZPS sur les zones d'alimentation pour les espèces à grande capacité de déplacement. Au vu de la diversité des menaces (marines et terrestres) qui pèsent sur les oiseaux marins, certaines menaces nécessitent d'être prise en compte à une échelle européenne (gestion des stocks halieutiques d'espèces proies, risques de capture accidentelles par la pêche), dépassant la définition des périmètres locaux.

Quoiqu'il en soit, la prise en compte des évolutions de données et de connaissances sur la distribution et l'abondance des oiseaux marins en France apparaît comme une nécessité pour évaluer les espaces les plus appropriés en nombre et en superficie pour la conservation des oiseaux marins. Seule une telle mise à jour permettra de fournir aux politiques publiques nationales et internationales les meilleures informations sur les besoins des oiseaux marins, et dans le cadre de Natura 2000, la meilleure évaluation possible à ce jour de la pertinence des périmètres de protection, en vue d'une conservation efficace. Ce travail d'évaluation de la suffisance des ZPS en France par rapport à une distribution et abondance des oiseaux marins actualisée va donc se poursuivre et fera l'objet de prochains rapports, avec une analyse de cohérence des ZPS pointées comme potentiellement problématiques par rapport aux MIBAs en réponse à l'EU Pilot, mais aussi sur l'ensemble du réseau ZPS à l'échelle nationale dans le cadre du renforcement du réseau de la Stratégie nationale pour les aires protégées 2030.

Annexes

Annexe 1. Critères et seuils utilisés pour sélectionner les marine Important Bird Area (mIBA), d'après Heath & Evans (2000).

Category A1 Globally Threatened Species

The site regularly holds significant numbers of a globally threatened species, or other species of global conservation concern.

The sites qualifies if it is known, estimated or thought to hold a population of a species categorized on the IUCN Red List as globally threatened (Critical, Endangered and Vulnerable), Near Threatened or Data Deficient. The list of globally threatened species is maintained and updated annually by BirdLife International.

Category A2 Restricted-range Species

The site is known or thought to hold a significant component of the group of species whose breeding distributions define an Endemic Bird Area (EBA) or Secondary Area (SA).

Endemic Bird Areas are defined as places where two or more species of restricted-range, defined as those whose global breeding distributions are of less than 50,000 km², occur together—see Stattersfield *et al.* (1998). A Secondary Area (SA) supports one or more restricted-range species, but does not qualify as an EBA because fewer than two species are entirely confined to it.

Category A3 Biome-restricted Assemblages

The site is known or thought to hold a significant component of the group of species whose distributions are largely or wholly confined to one biome.

Biome-restricted assemblages are groups of species with largely shared distributions which occur mostly or entirely within all or part of a particular biome.

Category A4 Congregations

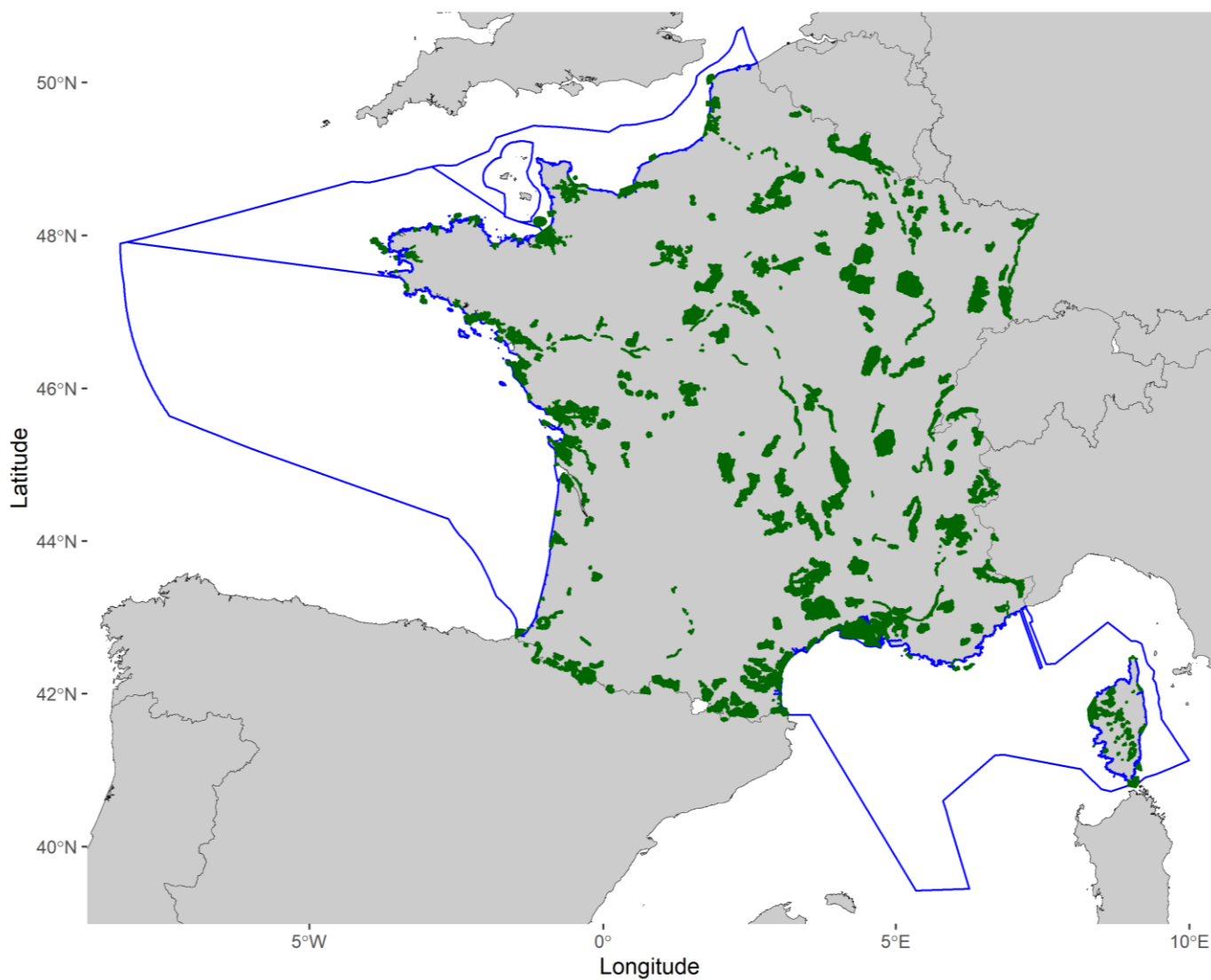
i) Site known or thought to hold, on a regular basis, ³ 1% of a biogeographic population of a congregatory waterbird species.

ii) Site known or thought to hold, on a regular basis, ³ 1% of the global population of a congregatory seabird or terrestrial species.

iii) Site known or thought to hold, on a regular basis, ³ 20,000 waterbirds or ³ 10,000 pairs of seabirds of one or more species.

iv) Site known or thought to exceed thresholds set for migratory species at bottleneck sites.

Annexe 2. Les 285 zones d'importance communautaire pour les oiseaux sauvages (ZICO) identifiées en France en 1994 (Source : MNHN).



Bibliographie

- Arcos J.M., Becares J., Rodríguez B. & Ruiz A. (2009). Areas importantes para la conservación de las aves marinas en España. LIFE04NAT/ES/000049. Madrid : Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife).
- Bernard A., Rodrigues A.S., Cazalis V. & Grémillet D. (2021). Toward a global strategy for seabird tracking. *Conservation Letters*, e12804.
- BirdLife International (2004). Towards the identification of marine IBAs in the EU: an exploration by the Birds and Habitats Directives Task force, 6th edition, final version completed 4 February, 2004, 20 p.
https://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/marine/docs/appendix_4_good_experiences.pdf
- BirdLife International (2009). Designing networks of marine protected areas: exploring the linkages between Important Bird Areas and ecologically or biologically significant marine areas. Cambridge, UK: BirdLife International, 29 p. <https://www.cbd.int/doc/meetings/mar/ewbcsima-01/other/ewbcsima-01-birdlife-02-en.pdf>
- BirdLife International (2010a). Marine Important Bird Areas: priority sites for the conservation of biodiversity. Cambridge, UK: BirdLife International, 16 p. <https://issuu.com/birdlife-international/docs/marineibas>
- BirdLife International (2010b). Marine IBAs in the European Union. Brussels, Belgium. BirdLife International, version 1.0, 74 p. <http://datazone.birdlife.org/userfiles/file/Marine/EuropeanUnionMarineIBAsReport.pdf>
- BirdLife International (2010c). Marine Important Bird Areas toolkit: standardised techniques for identifying priority sites for the conservation of seabirds at sea. BirdLife International, Cambridge, UK. Version 1.2: February 2011, 54 p. <http://www.birdlife.org/eu/pdfs/Marinetoolkitnew.pdf>
- BirdLife International (2014). Marine Natura 2000 Progress Assessment. Protection of marine Important Bird and Biodiversity Areas (mIBAs), and sites at sea for seabirds. Cambridge, UK, 49 p.
<https://www.openchannels.org/sites/default/files/literature/Marine%20Natura%202000%20Progress%20Assessment%20Protection%20of%20marine%20Important%20Bird%20and%20Biodiversity%20Areas%2C%20and%20sites%20at%20sea%20for%20seabirds.pdf>
- BirdLife International (2020). Guidelines for the application of the IBA criteria. Cambridge, UK. Final version: July 2020, 18 p.
http://datazone.birdlife.org/userfiles/images/Guidelines%20for%20the%20application%20of%20the%20IBA%20Criteria_final%20approved%20version_July2020.pdf
- BirdLife International (2021).
<http://datazone.birdlife.org/species/results?thrlev1=&thrlev2=&kw=&fam=0&gen=0&spc=&cmn=®=7&cty=0&stsea=Y>
- Britto V.O., Gil-Delgado J., Gosálvez R.U., López-Iborra G.M. & Velasco A. (2018). Foraging habitat selection by gull-billed tern (*Gelochelidon nilotica*) in Central Spain (Castilla-La Mancha). *Animal Biodiversity and Conservation*, 41(2): 301-310.
- Cadiou B., Tort M., Jacob Y., Le Bray F., Delliou N., Carnot B., Diard M., Rohr A., Grousseau J., Bazire R., Mao M., Lascaud T., Guyot G., Senterre G., Lemerre C. & Pfaff E. (2015). Bilan du programme Skrapesk 2012-2014 sur l'écologie alimentaire des sternes en période de reproduction dans l'archipel des Glénan et en baie de Morlaix (Finistère). *Rapport Bretagne Vivante*, AAMP, Brest, 124 p.

- Campioni L., Dias M.P., Granadeiro J.P. & Catry P. (2020). An ontogenetic perspective on migratory strategy of a long-lived pelagic seabird: timings and destinations change progressively during maturation. *Journal of Animal Ecology*, 89(1): 29-43.
- Carravieri A., Weimerskirch H., Bustamante P. & Cherel Y. (2017). Progressive ontogenetic niche shift over the prolonged immaturity period of wandering albatrosses. *Royal Society open science*, 4(10): 171039.
- Carroll M.J., Wakefield E.D., Scragg E.S., Owen E., Pinder S., Bolton M., Waggitt J.J. & Evans P.G.H. (2019). Matches and mismatches between seabird distributions estimated from at-sea surveys and concurrent individual-level tracking. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7 : 333.
- Commission européenne (2007). Lignes directrices pour l'établissement du réseau Natura 2000 dans le milieu marin. Application des directives "Oiseaux" et "Habitats". 131 p.
https://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/marine/docs/marine_guidelines_fr.pdf
- Comolet-Tirman J., Hindermeier X. & Sibley J-P. (2007). Liste des oiseaux marins susceptibles de justifier la création de Zones de Protection Spéciale. In *Convention MEDD/MNHN*.
<https://inpn.mnhn.fr/docs/ListeFrancaiseOiseauxMarins2007.pdf>
- Crawford R.J.M. & Boonstra H.G.v.D (1994). Counts of moulting and breeding Jackass Penguins *Spheniscus demersus*: a comparison at Robben Island, 1988-1993. *Marine Ornithology*, 22: 213-219.
- Critchley E.J., Grecian W.J., Kane A., Jessop M.J. & Quinn J.L. (2018). Marine protected areas show low overlap with projected distributions of seabird populations in Britain and Ireland. *Biological Conservation*, 224: 309-317.
- Critchley E.J., Grecian W.J., Bennison A., Kane A., Wischniewski S., Cañadas A., Tierney D., Quinn J.L. & Jessop M.J. (2020). Assessing the effectiveness of foraging radius models for seabird distributions using biotelemetry and survey data. *Ecography*, 43(2): 184-196.
- Daunt F., Wanless S., Harris M.P. & Monaghan P. (1999). Experimental evidence that age-specific reproductive success is independent of environmental effects. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 266(1427): 1489-1493.
- de Bettignies T. & Aish A. (2017a). Évaluation de la cohérence du réseau Natura 2000 français pour les Oiseaux marins : Façade Méditerranée. *Rapport PatriNat*, dir. UMS PatriNat AFB-CNRS-MNHN, 16 p.
- de Bettignies T. & Aish A. (2017b). Évaluation de la cohérence du réseau Natura 2000 français pour les Oiseaux marins : Façade Atlantique. *Rapport PatriNat*, dir. UMS PatriNat AFB-CNRS-MNHN, 27 p.
- Deceuninck B. & Micol T. (2008). Identification des sites marins prioritaires pour les oiseaux marins et les oiseaux d'eaux. Rochefort, France: Ligue pour la protection des oiseaux, juin 2007. 21 p.
- Delavenne J., Lepareur F., Pettex E., Touroult J. & Sibley J-P. (2014). Extension du réseau Natura 2000 au-delà de la mer territoriale pour les oiseaux et mammifères marins. *Rapport SPN 2014-30*, Muséum national d'Histoire naturelle/Service du Patrimoine Naturel, 53 p.
- Delord K., Barbraud C., Bost C.A., Deceuninck B., Lefebvre T., Lutz R., Micol T., Phillips R.A., Trathan P.N & Weimerskirch H. (2014). Areas of importance for seabirds tracked from French southern territories, and recommendations for conservation. *Marine Policy*, 48: 1-13.
- Dias M.P., Carneiro A.P.B., Warwick-Evans V., Harris C., Lorenz K., Lascelles B., Clewlow H.L., Dunn M.J., Hinke J.T., Kim J.H., Kokubun N., Manco F., Ratcliffe N., Santos M., Takahashi A., Trivelpiece W. & Trathan P.N. (2018).

- Identification of marine important bird and biodiversity areas for penguins around the South Shetland Islands and South Orkney Islands. *Ecology and evolution*, 8(21): 10520-10529.
- Dunn E.K. (1972) Effect of age on the fishing ability of Sandwich Terns *Sterna sandvicensis*. *Ibis*, 114(3): 360-366.
- Fay R., Weimerskirch H., Delord K. & Barbraud C. (2015). Population density and climate shape early-life survival and recruitment in a long-lived pelagic seabird. *Journal of Animal Ecology*, 84(5): 1423-1433.
- Fayet A.L., Freeman R., Shoji A., Padget O., Perrins C.M. & Guilford T. (2015). Lower foraging efficiency in immatures drives spatial segregation with breeding adults in a long-lived pelagic seabird. *Animal Behaviour*, 110: 79-89.
- Fort J., Pettex E., Tremblay Y., Lorentsen S.H., Garthe S., Votier S., Pons J.B., Siorat F., Furness R.W., Grecian J.W. & Grémillet D. (2012). Meta-population evidence of oriented chain migration in northern gannets (*Morus bassanus*). *Frontiers in Ecology and the Environment*, 10(5): 237-242.
- Garthe S., Montevecchi W.A., Chapdelaine G., Rail J.F. & Hedd, A. (2007). Contrasting foraging tactics by northern gannets (*Sula bassana*) breeding in different oceanographic domains with different prey fields. *Marine biology*, 151(2): 687-694.
- Genovart M., Bécarea J., Igual J.M., Martínez-Abraín A., Escandell R., Sánchez A., Rodríguez B., Arcos J.M. & Oro D. (2018). Differential adult survival at close seabird colonies: the importance of spatial foraging segregation and bycatch risk during the breeding season. *Global change biology*, 24(3): 1279-1290.
- GISOM (2020). Recensement national des oiseaux marins nicheurs en France métropolitaine (ROMN), enquête 2020-2022 : présentation générale et méthodologique. 151 p. https://oiseaux-marins.org/upload/iedit/1/actualites/Info/ROMN20-22/methodoGISOMROMN20202022_complet.pdf
- Grecian W.J., Witt M.J., Attrill M.J., Bearhop S., Godley B.J., Grémillet D., Hamer K.C. & Votier S.C. (2012). A novel projection technique to identify important at-sea areas for seabird conservation: An example using Northern gannets breeding in the North East Atlantic. *Biological conservation*, 156: 43-52.
- Grémillet D., Pichegru L., Siorat F. & Georges J. Y. (2006). Conservation implications of the apparent mismatch between population dynamics and foraging effort in French northern gannets from the English Channel. *Marine Ecology Progress Series*, 319 : 15-25.
- Guilford T., Meade J., Willis J., Phillips R.A., Boyle D., Roberts S., Collett M., Freeman R. & Perrins, C.M. (2009). Migration and stopover in a small pelagic seabird, the Manx shearwater *Puffinus puffinus*: insights from machine learning. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 276(1660): 1215-1223.
- Harding N. & Riley H. (2000). The use of waters surrounding their colonies by seabirds in Scotland. Scottish Natural Heritage, *internal report*.
- Heath M.F. & Evans M.I. (2000). Important Bird Areas in Europe: Priority Sites for Conservation. 2 volumes. Cambridge, UK: BirdLife International (*BirdLife Conservation Series* n°8).
- Hipfner J.M. (2008). Matches and mismatches: ocean climate, prey phenology and breeding success in a zooplanktivorous seabird. *Marine Ecology Progress Series*, 368 : 295-304.
- Houte S. & Bretagnolle V. (2002). Recherche et suivi des oiseaux marins en mer. Programme ROMER avion. CNRS – Centre d'études biologiques de Chizé, Novembre 2002. 30p.
- Huggett D. (2001). Identification and demarcation of marine IBAs and their relationship to the Birds Directive, in von Nordheim J. & Boedeker D., Application of NATURA 2000 in the Marine Environment. Workshop at the

International Academy for Nature Conservation (INA) on the Isle of Vilm (Germany) from 27 June to 1 July 2001, Annex 7, pp 57-63. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.

Jenouvrier S., Barbraud C. & Weimerskirch H. (2003). Effects of climate variability on the temporal population dynamics of southern fulmars. *Journal of Animal Ecology*, 72(4): 576-587.

Jovani R., Lascelles B.G., Garamszegi L.Z., Mavor R., Thaxter C.B. & Oro D. (2016). Colony size and foraging range in seabirds. *Oikos*, 125(7): 968-974.

Lascelles B.G., Taylor P.R., Miller M.G.R., Dias M.P., Oppel S., Torres L., Hedd A., Le Corre M., Phillips R.R., Shaffer S.A., Weimerskirch H & Small C. (2016). Applying global criteria to tracking data to define important areas for marine conservation. *Diversity and Distributions*, 22(4): 422-431.

Lebreton J.D. & Clobert J. Bird population dynamics, management, and conservation: the role of mathematical modelling. In Perrins C.M., Lebreton J.D. & Hiron G.J.M. (Eds). *Bird Population Studies: Relevance to Conservation and Management*. Oxford University Press, New York, 1991, p. 105-125.

Le Corre M., Jaeger A., Pinet P., Kappes M.A., Weimerskirch H., Catry T., Ramos J.A., Russell J.C., Shah N. & Jaquemet S. (2012). Tracking seabirds to identify potential Marine Protected Areas in the tropical western Indian Ocean. *Biological Conservation*, 156: 83-93.

Lewis S., Sherratt T.N., Hamer K.C. & Wanless S. (2001). Evidence of intra-specific competition for food in a pelagic seabird. *Nature*, 412(6849): 816-819.

Lorentsen S. H. & Anker-Nilssen T. (1999). Diet of Common Murres wintering in the northern Skagerrak during 1988-1990: variation with sex, age and season. *Waterbirds*, 22(1): 80-89.

Louzao M., Bécares J., Rodríguez B., Hyrenbach K.D., Ruiz A. & Arcos J.M. (2009). Combining vessel-based surveys and tracking data to identify key marine areas for seabirds. *Marine Ecology Progress Series*, 391: 183-197.

Ludynia K., Kemper J. & Roux J.P. (2012). The Namibian Islands' marine protected area: using seabird tracking data to define boundaries and assess their adequacy. *Biological Conservation*, 156: 136-145.

MacArthur R.H. & Wilson E.O. (1967). *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA.

McGowan J., Smith R.J., Di Marco M., Clarke R.H. & Possingham H.P. (2018). An evaluation of marine important bird and biodiversity areas in the context of spatial conservation prioritization. *Conservation Letters*, 11(3): e12399.

McSorley C.A., Dean B.J., Webb A. & Reid J.B. (2003). Seabird use of waters adjacent to colonies: Implications for seaward extensions to existing breeding seabird colony Special Protection Areas. JNCC (Joint Nature Conservation Committee, Seabirds and Cetaceans).

MEEM (2016). Instruction NOR DEVL1607809J du 10 août 2016 relative au processus de désignation des sites Natura 2000 complémentaires au-delà de la mer territoriale.

Mendes R.F., Ramos J.A., Paiva V.H., Calado J.G., Matos D.M. & Ceia F.R. (2018). Foraging strategies of a generalist seabird species, the yellow-legged gull, from GPS tracking and stable isotope analyses. *Marine Biology*, 165(10): 1-14.

Meir E., Andelman S. & Possingham H.P. (2004). Does conservation planning matter in a dynamic and uncertain world? *Ecology Letters* 7: 615-622.

- Metzger B., Borg J.J., Barbara N. & Sultana J. (2016). Far beyond the horizon—modern tracking techniques as a tool to identify marine IBAs for Maltese seabirds. 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, 20-22 February 2015. Tunisia, pp 127–131.
- Michelot C., Pinaud D., Fortin M., Maes P., Callard B., Leicher M. & Barbraud C. (2017). Seasonal variation in coastal marine habitat use by the European shag: insights from fine scale habitat selection modeling and diet. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 141: 224-236.
- Morel R., Cadiou B., Depontallier L. & Bargain B. (2005). Évaluation des Zones de Protection Spéciales du Finistère et des Côtes-d'Armor. Bretagne Vivante - SEPNEB, DIREN Bretagne, 247 p.
- Morel R., Depontallier L. & Bargain B. (2007). Évaluation des Zones de Protection Spéciales du Morbihan et des nouveaux sites bretons. Bretagne Vivante - SEPNEB, DIREN Bretagne, 220 p.
- Nevoux M., Weimerskirch H. & Barbraud C. (2007). Environmental variation and experience-related differences in the demography of the long-lived black-browed albatross. *Journal of Animal Ecology*, 76(1): 159-167.
- O'Brien S.H., Webb A., Brewer M.J. & Reid J.B. (2012). Use of kernel density estimation and maximum curvature to set Marine Protected Area boundaries: Identifying a Special Protection Area for wintering red-throated divers in the UK. *Biological Conservation*, 156: 15-21.
- Orben R.A., Connor A.J., Suryan R.M., Ozaki K., Sato F. & Deguchi T. (2018). Ontogenetic changes in at-sea distributions of immature short-tailed albatrosses *Phoebastria albatrus*. *Endangered Species Research*, 35: 23-37.
- Orians G.H. & Pearson N.E. (1979). On the theory of central place foraging. Pages 154-177 in Horn D.J., Mitchell R.D. and Stairs G.R., editors. *Analyses of ecological systems*. Ohio State University Press, Columbus, Ohio, USA.
- Osieck E.R. (2004). Towards the identification of marine IBAs in the EU : an exploration by the birds and habitat directives task force. Cambridge, UK: BirdLife International (*unpublished report*).
- Paiva V.H., Geraldes P., Ramírez I., Meirinho A., Garthe S. & Ramos J.A. (2010). Foraging plasticity in a pelagic seabird species along a marine productivity gradient. *Marine Ecology Progress Series*, 398: 259-274.
- 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 yellowlegs shearwaters in the Mediterranean Sea. *Biological conservation*, 168: 210-221.
- Péron C. & Grémillet D. (2013). Tracking through life stages: adult, immature and juvenile autumn migration in a long-lived seabird. *PLoS one*, 8(8): e72713.
- Péron C., Authier M. & Grémillet D. (2018). Testing the transferability of track-based habitat models for sound marine spatial planning. *Diversity and Distributions*, 24(12), 1772-1787.
- Pettex E., Falchetto H., Dorémus G., Van Canneyt O., Stéphan E., David L., Sterckeman A. & Ridoux V. (2013). Suivi Aérien de la Mégafaune Marine en France métropolitaine. – SAMM 1 et 2, Hiver 2011/2012 et Eté 2012 – *Rapport intermédiaire* – Université de La Rochelle, UMS 3462 – 72 p. DOI : 10.13140/2.1.1657.8884
- Pettex E., Lambert C., Fort J., Dorémus G. & Ridoux V. (2019). Spatial segregation between immatures and adults in a pelagic seabird suggests age-related competition. *Journal of Avian Biology*, 50(5): e01935.
- Pezzo F., Zenatello M., Cerritelli G., Navone A., Giunchi D., Spano G., Pollonara E., Massolo A., Gagliardo A. & Baccetti N. (2021). Productivity changes in the Mediterranean Sea drive foraging movements of yellowlegs shearwater *Puffinus yelkouan* from the core of its global breeding range. *Marine Ecology*, 42(4): e12668.

- Phillips J.A. (2021). Drivers of seabird distribution and foraging movements (Doctoral dissertation, University of Oxford), 241 p.
- Ponchon A., Aulert C., Le Guillou G., Gallien F., Péron C. & Grémillet D. (2017). Spatial overlaps of foraging and resting areas of black-legged kittiwakes breeding in the English Channel with existing marine protected areas. *Marine biology*, 164(5): 119.
- Ramos R., Carlile N., Madeiros J., Ramírez I., Paiva V.H., Dinis H.A., Zino F., Biscoito M., Leal G.R., Bugoni L., Jodice P.G.R., Ryan P.G. & González-Solís J. (2017). It is the time for oceanic seabirds: Tracking year-round distribution of gadfly petrels across the Atlantic Ocean. *Diversity and Distributions*, 23(7): 794-805.
- Ramirez I., Tarzia M., Dias M.P., Burfield I.J., Ramos J.A., Garthe S. & Paiva V.H. (2017). How well is the EU protecting its seabirds? Progress in implementing the Birds Directive at sea. *Marine Policy*, 81: 179-184.
- Ramírez F., Afán I., Tavecchia G., Catalán I.A., Oro D. & Sanz-Aguilar A. (2016). Oceanographic drivers and mistiming processes shape breeding success in a seabird. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 283(1826): 20152287.
- Rivalan P., Barbraud C., Inchausti P. & Weimerskirch H. (2010). Combined impacts of longline fisheries and climate on the persistence of the Amsterdam Albatross *Diomedea amsterdamensis*. *Ibis*, 152(1): 6-18.
- Ropert-Coudert Y., Kato A., Shiomi K., Barbraud C., Angelier F., Delord K., Poupart T., Koubbi P. & Raclot T. (2018). Two recent massive breeding failures in an Adélie penguin colony call for the creation of a marine protected area in D'Urville Sea/Mertz. *Frontiers in Marine Science*, 5 : 264.
- Rocamora G. (1994). Les Zones Importantes pour la Conservation des Oiseaux en France. Ministère de l'Environnement/ LPO-BirdLife Int., Rochefort: 339 p.
- RSPB (2000). The development of boundary selection criteria for the extension of breeding seabird special protection areas into the marine environment. Discussion paper presented by BirdLife International to the Meeting of the Biodiversity Committee (BDC) of OSPAR Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic, Vlissingen, 20-24 November 2000.
- Sæther B.E. & Bakke Ø. (2000). Avian life history variation and contribution of demographic traits to the population growth rate. *Ecology*, 81(3): 642-653.
- Sæther B.E., Coulson T., Grøtan V., Engen S., Altwegg R., Armitage K. B., Barbraud C., Becker P.H., Blumstein D.T., Dobson F.S., Festa-Bianchet M., Gaillard J.M., Jenkins A., Jones C., Nicoll M.A.C., Norris K., Oli M.K., Ozgul A. & Weimerskirch H. (2013). How life history influences population dynamics in fluctuating environments. *The American Naturalist*, 182(6): 743-759.
- Sandvik H., Erikstad K.E. & Sæther B.E. (2012). Climate affects seabird population dynamics both via reproduction and adult survival. *Marine Ecology Progress Series*, 454: 273-284.
- Siblet J-P. & Vaudin A.C. (2007). Justification des zonages Natura 2000 Mer. *Rapport MNHN-SPN / MEDAD* : 34 p.
- Smith M.A., Walker N.J., Free C.M., Kirchhoff M.J., Drew G.S., Warnock N. & Stenhouse I.J. (2014). Identifying marine Important Bird Areas using at-sea survey data. *Biological Conservation*, 172: 180-189.
- Soanes L.M., Bright J.A., Angel L.P., Arnould J.P.Y., Bolton M., Berlincourt M., Lascelles B., Owen E., Simon-Bouhet B. & Green J.A. (2016). Defining marine important bird areas: testing the foraging radius approach. *Biological conservation*, 196: 69-79.
- Stearns S.C. (1992). The Evolution of Life Histories, Vol. 249. Oxford University Press, Oxford.

Thaxter C.B., Lascelles B., Sugar K., Cook A.S., Roos S., Bolton M., Langston R.H.W. & Burton N.H.K. (2012). Seabird foraging ranges as a preliminary tool for identifying candidate Marine Protected Areas. *Biological Conservation*, 156 : 53-61.

Valéry L. (2010). Étude de la répartition spatiale des oiseaux marins au large – guide méthodologique. MNHN – Rapport SPN 2010/8, 33 p. http://spn.mnhn.fr/spn_rapports/archivage_rapports/2010/SPN%202010%20-%208%20-%20SPN_Protocole%20oiseaux%20pour%20le%20programme%20de%20connaissances%20NATURA%202000.pdf

Vaudin A.C., Sibley J.-P. & Trouvilliez J. (2008). Approche méthodologique : localiser, sélectionner et délimiter les sites Natura 2000 Mer. Rapport MNHN-SPN / MEEDDAT n°4 : 48 p. https://inpn.mnhn.fr/docs/natura2000/guide_methodo_N2000_mer_MNHN_2008.pdf

Veen J., Dallmeijer H., Schlaich A.E., Veen T. & Mullié W.C. (2019). Diet and foraging range of slender-billed gulls *Chroicocephalus genei* breeding in the Saloum Delta, Senegal. *Ardea*, 107(1): 33-46.

Votier S.C., Grecian W.J., Patrick S. & Newton J. (2011). Inter-colony movements, at-sea behaviour and foraging in an immature seabird: results from GPS-PPT tracking, radio-tracking and stable isotope analysis. *Marine biology*, 158(2): 355-362.

Wakefield E.D., Bodey T.W., Bearhop S., Blackburn J., Colhoun K., Davies R., Dwyer R.G., Green J.A., Grémillet D., Jackson A.L., Jessopp M.J., Kane A., Langston R.H.W., Lescoel A., Murray S., Le Nuz M., Packard S.C., Péron C., Soanes L.M., Wanless S., Votier S.C. & Hamer, K. C. (2013). Space partitioning without territoriality in gannets. *Science*, 341(6141): 68-70.

Waliczky Z., Fishpool L.D., Butchart S.H., Thomas D., Heath M.F., Hazin C., Donald P.F., Kowalska A., Dias M.P. & Allinson T. S. (2019). Important Bird and Biodiversity Areas (IBAs): their impact on conservation policy, advocacy and action. *Bird Conservation International*, 29(2): 199-215.

Woodward I., Thaxter C.B., Owen E. & Cook A.S.C.P. (2019). Desk-based revision of seabird foraging ranges used for HRA screening. *BTO Research Report No. 724*, 139 p. <https://www.marinedataexchange.co.uk/details/1716/2019-2020-the-crown-estate-round-4-habitats-regulations-assessment-hra-front-loading-projects>

RÉSUMÉ

Les réseaux marins de BirdLife International avec les “marine Important Bird Areas” (mIBAs) et celui des Zones de Protection Spéciales (ZPS) Natura 2000 mis en place par les États membres en application de la directive “Oiseaux” partagent un but commun: la conservation des oiseaux marins à long terme par la protection des zones les plus importantes pour leurs populations. De ce fait, le réseau mIBAs est parfois pris comme référence par la Commission européenne (CE) pour évaluer la suffisance des réseaux nationaux de ZPS. Ce fut le cas pour la France lors de la mise à jour de l'évaluation de ses ZPS en 2019.

En France métropolitaine, les mIBAs et ZPS ont des périmètres et des surfaces différentes. Les mIBAs ont été créées en 2007, et BirdLife a validé uniquement celles se basant sur des rayons autour de colonies de reproduction pour 27 espèces. Les ZPS ont été désignées entre 1986 et 2019 en fonction des connaissances disponibles : elles ont d'abord ciblé les alentours des colonies de reproduction, puis ont été étendues en mer en prenant en compte la distribution de 60 espèces durant leur cycle biologique. Le faible chevauchement entre ces deux réseaux, considéré problématique par la CE, a pour origine une méthodologie, une temporalité et des données différentes.

Tout comme la désignation des sites Natura 2000 par les États membres, leur évaluation par la CE devrait reposer sur les meilleures données disponibles. Les mIBAs françaises retenues ont été basées historiquement sur les rayons théoriques d'action, une méthode dédiée aux oiseaux nicheurs. En 2021, de nouvelles données de distribution en mer couvrant l'ensemble des espèces (reproductrices et migratrices), des saisons (y compris la période internuptiale) et des eaux sous juridiction française (avec des campagnes en haute mer) sont disponibles. Elles peuvent améliorer la délimitation des zones de concentration des oiseaux, et servir de référence pour une évaluation la plus robuste possible.



UMS PatriNat
Muséum national d'Histoire naturelle
CP41 – 36 rue Geoffroy Saint-Hilaire
75005 Paris
www.patrinat.fr

