

# ÉVALUATION DE L'ÉTAT ÉCOLOGIQUE DES OISEAUX MARINS EN FRANCE MÉTROPOLITAINE.

—

RAPPORT SCIENTIFIQUE POUR L'ÉVALUATION 2018 AU TITRE DE LA DCSMM



SIMIAN GAËLLE, ARTERO CELINE, CADIOU BERNARD, AUTHIER MATTHIEU, BON CECILE & CAILLOT EMMANUEL

2018 – Version révisée du 1er juin

**Pilotage scientifique Oiseaux Marins : Gaëlle Simian & Céline Artero**

Convention MTES – MNHN

Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN)  
Station marine de Dinard  
38 rue de Port-Blanc  
35801 DINARD Cedex



#### Affiliation des contributeurs :

Gaëlle Simian (UMS PATRINAT), Céline Artero (MNHN), Bernard Cadiou (Gisom), Matthieu Authier (Pelagis), Cécile Bon (RNF) & Emmanuel Caillot (RNF)

#### Liste des experts associés :

Nous remercions Stevonn Lamarche (Ifremer) pour la réalisation des cartes de distribution des oiseaux en mer, Sonia Carrier (AFB) pour la gestion des données sur les nicheurs, Ian Mitchell (JNCC) pour ses conseils sur les indicateurs, et l'ensemble des producteurs de données.

#### Citation du document :

Simian G., Artero C., Cadiou B., Authier M., Bon C. & Caillot E. 2018. Évaluation de l'état écologique des oiseaux marins en France métropolitaine. Rapport scientifique pour l'évaluation 2018 au titre de la DCMM. Muséum National d'Histoire Naturelle, Service des stations marines de Dinard, 161 p.

#### Photographie de couverture :

Alexandra Rohr, Bretagne Vivante

## Résumé en français et en anglais

Dans le cadre de la DCSMM, l'évaluation du bon état écologique a été réalisée pour la composante « oiseaux marins ». Cette composante inclut à la fois des espèces essentiellement marines et d'autres espèces plus côtières, notamment celles inféodées à l'estran comme les limicoles côtiers. Elle est subdivisée en cinq groupes d'espèces définis par la décision 2017/848/UE : oiseaux herbivores, échassiers, oiseaux marins de surface, oiseaux plongeurs pélagiques et oiseaux plongeurs benthiques. Pour l'évaluation, cinq critères sont à prendre en compte avec des indicateurs associés pour les différentes espèces : mortalité par captures accidentelles (D1C1), abondance des populations (D1C2), caractéristiques démographiques de la population (D1C3), répartition spatiale (D1C4), et extension et état des habitats propices aux espèces (D1C5). Les données utilisées pour le calcul des indicateurs sont collectées à terre ou en mer, et en période de reproduction ou en période de migration et d'hivernage. Le critère D1C5, critère secondaire, n'a pas fait l'objet d'une évaluation pour les oiseaux marins. Le critère D1C1, critère primaire, n'a pas pu être évalué faute de données disponibles à l'échelle des eaux françaises, ce qui rend indispensable la mise en œuvre d'un programme dédié sur cette thématique dans les prochaines années. Les trois autres critères ont pu être évalués, mais seulement partiellement, pour certains indicateurs ou pour certains groupes d'espèces ou pour certaines sous-régions marines, mettant en évidence des situations défavorables dans certains cas, avec un bon état écologique non atteint. Globalement, ces résultats partiels ne permettent pas d'évaluer l'atteinte du bon état écologique pour la composante « oiseaux marins ». Néanmoins, les manques identifiés pourront très probablement être complétés pour le prochain cycle d'évaluation en 2024, grâce notamment à de nouvelles campagnes de suivis, et à la collecte de différents jeux de données existants qui n'ont pas pu être compilés pour la présente évaluation.

As part of the MSFD, the assessment of good environmental status has been carried out for marine birds. This group includes seabird species as well as coastal species like shorebirds. The component "marine birds" is subdivided into five functional groups (2017/848/UE): grazing feeders, wading feeders, surface feeders, pelagic diving feeders and benthic diving feeders. For the assessment, five criteria are defined, with associated indicators for the different species: incidental bycatch mortality (D1C1), population abundance (D1C2), demographic characteristics of the population (D1C3), spatial distribution (D1C4), and habitat extension and condition (D1C5). Data used for the indicators are collected on land or at sea, and during the breeding season or during the migration and wintering periods. Criterion D1C5, a secondary criterion, has not been evaluated for seabirds, as for other components of the marine ecosystem. Criterion D1C1, a primary criterion, could not be evaluated due to the lack of data available on the scale of French seas, which makes it essential to implement a dedicated program on this theme in the coming years. The other three criteria could be evaluated, but only partially, for some indicators or for some functional groups or for some marine sub-regions, highlighting unfavourable situations in some cases, with good environmental status not achieved. Overall, these partial results do not provide an evaluation of the good environmental status for the seabird component. Nevertheless, the identified shortcomings will most likely be supplemented for the next evaluation cycle in 2024, thanks especially to new monitoring campaigns, and to the collection and compilation of different datasets not yet used for evaluation purposes.

# TABLE DES MATIERES

<b>ACRONYMES ET ABREVIATIONS</b> .....	<b>6</b>
<b>DEFINITIONS</b> .....	<b>8</b>
<b>1. ÉLÉMENTS DE CADRAGE ET DE CONTEXTE</b> .....	<b>9</b>
1.1. DEFINITION DU BON ETAT ECOLOGIQUE POUR LE DESCRIPTEUR 1 – OISEAUX MARINS.....	9
1.1.1 <i>Introduction</i> .....	9
1.1.2 <i>Critères et éléments constitutifs des critères</i> .....	9
1.1.3 <i>Espèces considérées</i> .....	11
1.1.4 <i>Normes méthodologiques associées</i> .....	11
1.2. LES PRESSIONS IMPACTANT LA COMPOSANTE « OISEAUX MARINS » .....	13
1.3. ENJEUX ECOLOGIQUES ET OBJECTIFS ENVIRONNEMENTAUX LIES AUX OISEAUX MARINS .....	15
<b>2. MATERIELS ET METHODES</b> .....	<b>19</b>
2.1. ÉLÉMENTS CONSIDERES POUR L'ÉVALUATION DU BEE .....	19
2.2. UNITES MARINES DE RAPPORTAGE (UMR) ET UGE .....	21
2.2.1 <i>UMR pour les oiseaux marins nicheurs</i> .....	22
2.2.2 <i>UMR pour les limicoles côtiers nicheurs</i> .....	23
2.2.3 <i>UMR pour les oiseaux en mer</i> .....	23
2.3. ÉVALUATION QUANTITATIVE DU BEE .....	24
2.3.1 <i>Méthodologie générale</i> .....	24
2.3.2 <i>Mortalité par capture accidentelle</i> .....	27
2.3.3 <i>Méthodes d'évaluation de l'abondance et de la répartition des populations d'oiseaux marins et apparentés</i> .....	27
2.3.3.1. <i>Abondance des oiseaux marins nicheurs</i> .....	27
2.3.3.2. <i>Abondance des limicoles côtiers</i> .....	30
2.3.3.3. <i>Abondance des oiseaux en mer</i> .....	34
a. <i>Abondance des oiseaux en mer à partir des données des campagnes de suivis aériens SAMM</i> .....	34
b. <i>Abondance des oiseaux en mer à partir des données des campagnes de suivis par bateau (Campagne PELGAS)</i> .....	41
c. <i>Abondance des oiseaux en mer à partir des suivis côtiers</i> .....	43
2.3.3.4. <i>Répartition spatiale des oiseaux en mer</i> .....	44
a. <i>Répartition spatiale des oiseaux en mer à partir des données des campagnes de suivis aériens SAMM</i> .....	44
b. <i>Répartition spatiale des oiseaux en mer à partir des données des campagnes de suivis par bateau PELGAS</i> .....	44
2.3.4 <i>Méthode d'évaluation du succès reproducteur des oiseaux marins nicheurs</i> .....	48
2.3.5 <i>Etendue et état des habitats (critère D1C5)</i> .....	50
2.3.6 <i>Incertitude des résultats de l'évaluation</i> .....	50
<b>3. RESULTATS</b> .....	<b>52</b>
3.1. SRM MANCHE – MER DU NORD ET SRM MERS CELTIQUES .....	52
3.1.1 <i>Abondance des oiseaux marins nicheurs</i> .....	52
3.1.2 <i>Abondance des limicoles côtiers hivernants</i> .....	54
3.1.3 <i>Abondance des oiseaux en mer</i> .....	54
3.1.3.1. <i>Données des campagnes de suivis aériens SAMM</i> .....	54
3.1.3.2. <i>Données des suivis côtiers des plongeurs et grèbes</i> .....	56
3.1.4 <i>Répartition spatiale des oiseaux en mer</i> .....	56
3.1.5 <i>Succès reproducteur des oiseaux marins</i> .....	79
3.2. SRM GOLFE DE GASCOGNE.....	82
3.2.1 <i>Abondance des oiseaux marins nicheurs</i> .....	82

3.2.2	<i>Abondance des limicoles côtiers</i>	84
3.2.3	<i>Abondance des oiseaux en mer</i>	84
3.2.3.1.	Données des campagnes de suivis aériens SAMM	84
3.2.3.2.	Données des campagnes de suivis par bateau PELGAS	86
3.2.4	<i>Répartition spatiale des oiseaux en mer</i>	87
3.2.4.1.	Données des campagnes de suivis aériens SAMM	87
3.2.4.2.	Données des campagnes de suivis par bateau PELGAS	104
3.2.5	<i>Succès reproducteur des oiseaux marins</i>	105
3.3.	SRM MEDITERRANEE OCCIDENTALE	107
3.3.1	<i>Abondance des oiseaux marins nicheurs</i>	107
3.3.2	<i>Abondance des limicoles côtiers</i>	108
3.3.3	<i>Abondance des oiseaux en mer</i>	108
3.3.4	<i>Répartition spatiale des oiseaux en mer</i>	110
3.3.5	<i>Succès reproducteur des oiseaux marins</i>	119
<b>4.</b>	<b>DISCUSSION</b>	<b>120</b>
4.1.	SRM MANCHE – MER DU NORD ET SRM MERS CELTIQUES	120
4.1.1	<i>Discussion sur les résultats au niveau national, comparaison avec l'évaluation DCSMM 2012</i>	120
4.1.2	<i>Discussion sur la définition des seuils</i>	123
4.1.3	<i>Discussion sur la pertinence des indicateurs utilisés</i>	123
4.1.4	<i>Justification(s) de non-utilisation d'un critère</i>	124
4.1.5	<i>Justification de non-utilisation des évaluations des indicateurs des CMR</i>	125
4.1.6	<i>Présentation de la coopération régionale</i>	125
4.1.7	<i>Présentation des liens avec les PdS et recommandations en matière de recherche et de surveillance</i>	125
4.1.8	<i>Influence du changement climatique</i>	128
4.2.	SRM GOLFE DE GASCOGNE	128
4.2.1	<i>Discussion sur les résultats au niveau national, comparaison avec l'évaluation DCSMM 2012</i>	128
4.2.2	<i>Discussion sur la définition des seuils</i>	133
4.2.3	<i>Discussion sur la pertinence des indicateurs utilisés</i>	133
4.2.4	<i>Justification(s) de non-utilisation d'un critère</i>	133
4.2.5	<i>Justification de non-utilisation des évaluations des indicateurs des CMR</i>	134
4.2.6	<i>Présentation de la coopération régionale</i>	134
4.1.7	<i>Présentation des liens avec les PdS et recommandations en matière de recherche et de surveillance</i>	134
4.2.8	<i>Influence du changement climatique</i>	134
4.3.	SRM MEDITERRANEE OCCIDENTALE	135
3.3.1	<i>Discussion sur les résultats au niveau national, comparaison avec l'évaluation DCSMM 2012</i>	135
4.3.2	<i>Discussion sur la définition des seuils</i>	136
4.3.3	<i>Discussion sur la pertinence des indicateurs utilisés</i>	136
4.3.4	<i>Justification(s) de non-utilisation d'un critère</i>	136
4.3.5	<i>Justification de non-utilisation des évaluations des indicateurs des CMR</i>	136
4.3.6	<i>Présentation de la coopération régionale</i>	137
4.3.7	<i>Présentation des liens avec les PdS et recommandations en matière de recherche et de surveillance</i>	137
4.3.8	<i>Influence du changement climatique</i>	137
<b>5.</b>	<b>CONCLUSION</b>	<b>138</b>
<b>6.</b>	<b>REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES</b>	<b>141</b>
<b>7.</b>	<b>ANNEXES</b>	<b>147</b>

## Acronymes et abréviations

AFB : Agence Française pour la Biodiversité (<http://www.afbiodiversite.fr/>)

AMP : Aire Marine Protégée

BEE : Bon État Écologique

CEFE: Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive (<https://www.cefe.cnrs.fr/fr/> )

CIEM (ICES): Conseil International pour l'Exploration de la Mer ou 'International Council for the Exploration of the Sea' (ICES ; <http://www.ices.dk/Pages/default.aspx>)

CMR: Convention des Mers Régionales (*e.g.* OSPAR)

DCE : Directive Cadre sur l'Eau

DCSMM : Directive Cadre « Stratégie pour le Milieu Marin  
(<http://sextant.ifremer.fr/fr/web/dcsmm/>)

DHFF : Directive « Habitat-Faune-Flore »

EMR : Energies Marines Renouvelables

ERMMA: Environnement et Ressources des Milieux Marins Aquitains  
(<http://www.ermma.fr/>)

FAME: Future of the Atlantic Marine Environment (<http://www.fameproject.eu/fr/> )

GAM : 'Generalized Additive Model' ou modèle additif généralisé

GISOM: Groupement d'Intérêt Scientifique Oiseaux Marins

HELCOM: Convention on the Protection of the Marine Environment in the Baltic Sea Area  
(<http://www.helcom.fi/about-us/convention> )

IA 2017: 'Intermediate Assessment 2017' ou "Évaluation Intermédiaire en 2017" du Bon État Écologique (<https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/>)

JWGBIRD: Joint OSPAR/HELCOM/ICES Working Group on Seabirds  
(<http://www.ices.dk/community/groups/Pages/JWGBIRD.aspx> )

OBSMER : programme d'observation à la mer des prises accessoires par échantillonnage des Flottilles

OROM: Observatoire Régional des Oiseaux Marins en Bretagne (<http://www.observatoire-biodiversite-bretagne.fr> )

OSPAR : Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est  
(<https://www.ospar.org/>)

PAMM : Plan d'Action pour le Milieu Marin (<http://sextant.ifremer.fr/fr/web/dcsmm/pamm>)

PELGAS : Campagne écosystémique « Pélagiques Gascogne » de l'Ifremer

PELMED : Campagne écosystémique « Pélagiques Méditerranée » de l'Ifremer

RNF: Réserves Naturelles de France (<http://www.fameproject.eu/fr> )

ROMN : Recensement national des Oiseaux Marins Nicheurs de France métropolitaine

SAMM: « Suivi Aérien de la Mégafaune Marine », campagne de recensement de la mégafaune marine dans les eaux françaises par observation depuis un avion

SRM : Sous-Région Marine

ZPS : Zone de Protection Spéciale

## Définitions

**Nicheur** : dans le cadre de l'évaluation BEE DCSMM pour les oiseaux, les espèces considérées comme nicheuses sont les oiseaux marins et les oiseaux d'eau qui se reproduisent sur le littoral de France métropolitaine. Les espèces se reproduisant uniquement en milieu continental en France et qui fréquentent le milieu marin et côtier en période internuptiale ne sont pas prises en compte dans la catégorie « nicheurs ».

**Hivernant** : dans le cadre de l'évaluation BEE DCSMM pour les oiseaux, les espèces considérées comme hivernant en milieu marin et côtier sont des espèces d'oiseaux marins et d'oiseaux d'eau qui sont soit sédentaires, nichant sur le littoral français, soit migratrices, nichant dans d'autres pays voire en France continentale, et qui stationnement plus ou moins longtemps sur le littoral ou dans les eaux françaises en période internuptiale. Les espèces qui ne font que passer en milieu marin et côtier au cours de leur migration ne sont pas prises en compte dans la catégorie « hivernant ».

**Oiseaux en mer** : dans le cadre de l'évaluation BEE DCSMM pour les oiseaux, les oiseaux en mer sont les espèces d'oiseaux marins et certaines espèces d'oiseaux d'eau qui, en fonction de la saison et de leur écologie, se répartissent en mer selon un gradient côte – large, et qui exploitent le milieu marin pour l'alimentation, le repos, la mue, etc. Les espèces qui n'exploitent que l'estran, et pas les zones marines, ne sont pas prises en compte dans la catégorie « oiseaux en mer ».

## 1. Éléments de cadrage et de contexte

### 1.1. Définition du bon état écologique pour le descripteur 1 – oiseaux marins

#### 1.1.1 Introduction

La Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM, 2008/56/CE), mise en place en 2008, vise à permettre aux Etats membres de prendre toutes les mesures nécessaires pour atteindre ou maintenir un « Bon Etat Ecologique » (BEE) du milieu marin à l'horizon 2020. Cette directive prend en compte non seulement la qualité des eaux côtières (incluses dans la DCE), mais également celle des eaux plus au large (jusqu'à la limite des eaux internationales). L'article 3 de la directive définit le BEE comme l'état écologique des eaux marines tel que celles-ci conservent la diversité écologique, le fonctionnement et le dynamisme des océans et des mers sans impact des pressions anthropiques. Afin d'évaluer ce BEE, 11 descripteurs couvrant l'ensemble des composantes biocénologiques et des pressions pesant sur les écosystèmes marins (annexe I de la directive 2008/56/CE) ont été définis. Les oiseaux marins sont l'une des composantes du descripteur 1 relatif à la biodiversité. L'évaluation de l'atteinte du BEE pour les espèces du descripteur 1 repose sur des critères et normes méthodologiques décrits dans la décision 2017/848/UE.

#### 1.1.2 Critères et éléments constitutifs des critères

Le BEE des oiseaux marins est atteint lorsque la diversité biologique de cette composante écosystémique est conservée. La qualité des habitats, leur nombre ainsi que la distribution et l'abondance des espèces sont adaptées aux conditions physiographiques, géographiques et climatiques existantes (Annexe I de la directive 2008/56/CE).

##### *Critères d'évaluation de l'état écologique des oiseaux marins*

Cinq critères sont considérés pour définir le bon état écologique des oiseaux marins dans la décision 2017/848/UE :

1. « Le **taux de mortalité** par espèce dû aux **captures accidentelles** (D1C1) : ce taux doit rester inférieur au niveau susceptible de constituer une menace, de sorte d'assurer la viabilité à long terme des espèces.
2. L'**abondance des populations** (D1C2) : l'abondance des populations des espèces ne doit pas être affectée de façon néfaste par les pressions anthropiques, ceci afin de garantir la viabilité à long terme des populations.
3. Les **caractéristiques démographiques** (D1C3) : les caractéristiques démographiques des populations (structure de taille, structure d'âge, répartition

par sexe, taux de fécondité, taux de survie) témoignent d'une population saine et non affectée par les pressions anthropiques.

4. L'**aire de répartition** (D1C4) : l'aire de répartition des espèces est conforme aux conditions physiographiques, géographiques et climatiques dominantes. Le cas échéant, le schéma de répartition dans ladite aire pourra être utilisé.
5. L'**habitat** (D1C5) : l'habitat des espèces offre l'étendue et les conditions nécessaires pour permettre l'accomplissement des différentes étapes de leur cycle de vie. »

Ces critères sont soit primaires, c'est-à-dire revêtant un caractère obligatoire, soit secondaires et sont utilisés pour compléter un critère primaire. Pour les oiseaux, les deux critères obligatoires sont la mortalité par capture accidentelle (D1C1) et l'abondance des populations (D1C2). Le tableau 1 regroupe les informations essentielles sur ces critères d'évaluation.

**Tableau 1** : Informations concernant les critères d'évaluation de la composante « oiseaux marins » du descripteur 1(décision 2017/848/UE).

CRITERES	LIBELLE CRITERE	TYPE	UNITE DE MESURE	ÉCHELLE D'ÉVALUATION
D1C1	Mortalité par capture accidentelle	Primaire		Sous-région marine
D1C2	Abondance des populations	Primaire	Nombre d'individus ou biomasse en tonnes (t)	Sous-région marine
D1C3	Caractéristiques démographiques de la population	Secondaire	-	Sous-région marine
D1C4	Répartition spatiale	Secondaire	-	Sous-région marine
D1C5	Etendue et état des habitats propices aux espèces	Secondaire	-	Sous-région marine

Les critères D1C2 et D1C4 correspondent respectivement aux critères « taille de la population » et « carte de répartition des sites de reproduction et aire de répartition » prévus dans le cadre de la directive 2009/147/CE.

### 1.1.3 Espèces considérées

Les oiseaux marins sont définis comme des oiseaux ayant des relations de dépendance plus ou moins strictes avec le milieu marin. Les espèces représentatives de cette composante font l'objet de discussion et les limites de cette composante de la biodiversité marine sont floues.

Dans le contexte de la Directive Cadre « Stratégie pour le Milieu Marin » (DCSMM), les oiseaux marins sont divisés en 2 groupes, qui sont les oiseaux d'eau d'une part et les oiseaux de mer d'autre part, correspondant à des groupes taxonomiques distincts (ICES 2016). En Europe, les oiseaux d'eau regroupent les limicoles, les canards, les oies, les cygnes, les plongeurs et les grèbes tandis que les oiseaux de mer comprennent les pétrels, les puffins, les océanites, les fous, les cormorans, les labbes, les goélands, les mouettes, les sternes et les alcidés (Tableau 2).

Dans la décision révisée 2017/848/UE qui établit les critères et les normes méthodologiques pour évaluer le Bon État Écologique (BEE), les espèces d'oiseaux marins ont été réparties en 5 groupes d'espèces (Tableau 2).

Les catégories de surface et plongeurs pélagiques concernent les oiseaux de mer, ainsi que quelques espèces d'oiseaux d'eau, à savoir les plongeurs et les grèbes, tandis que les catégories herbivores, échassiers et plongeurs benthiques concernent principalement les oiseaux d'eau et, secondairement, quelques oiseaux de mer (tableau annexe 1).

**Tableau 2** : Groupes d'espèces d'oiseaux marins (décision 2017/848/UE).

Composante de l'écosystème	Groupes d'espèces
Oiseaux marins	Oiseaux herbivores
	Echassiers
	Oiseaux marins de surface
	Oiseaux plongeurs pélagiques
	Oiseaux plongeurs benthiques

### 1.1.4 Normes méthodologiques associées

L'évaluation doit être réalisée à des échelles spatiales et temporelles écologiquement pertinentes pour les espèces suivies (Guérin *et al.*, 2012). Pour les oiseaux marins, la décision révisée recommande d'utiliser comme échelle spatiale la sous-région marine. Le tableau 3

précise les éléments constitutifs des critères et les normes méthodologiques associées s'appliquant aux oiseaux marins.

**Tableau 3** : Critères et normes méthodologiques pour l'évaluation du BEE au titre du descripteur 1 « Oiseaux marins » dans la décision 2017/848/UE

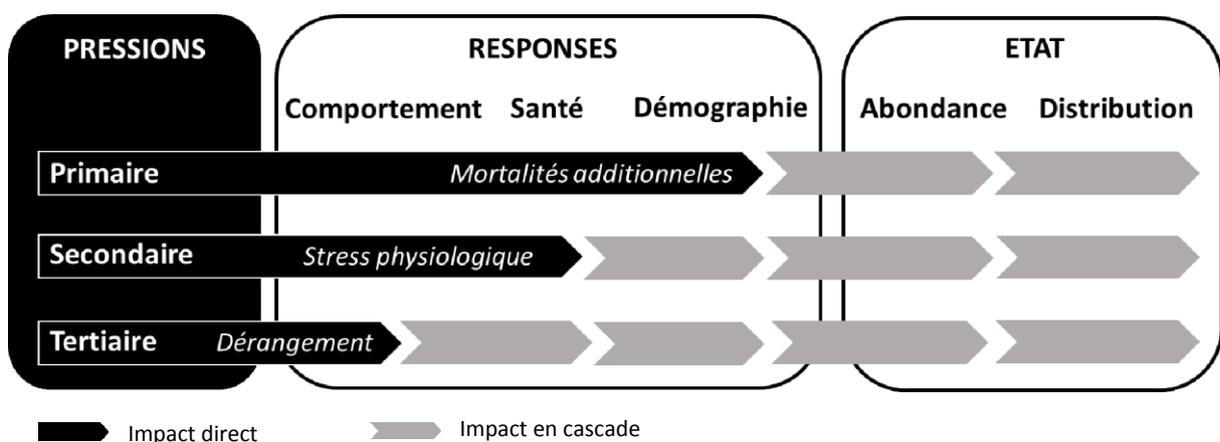
Critères	Éléments constitutifs des critères	Normes méthodologiques
<p><b>D1C1</b> (primaire) :</p> <p>Le <b>taux de mortalité par espèce dû aux captures accidentelles</b> est inférieur au niveau susceptible de constituer une menace pour l'espèce, de sorte que la viabilité à long terme de celle-ci est assurée.</p>	<p>Espèces d'oiseaux marins risquant d'être capturées accidentellement dans la région ou la sous-région.</p> <p>Groupes d'espèces, tels qu'énumérés au Tableau 2 : <b>Groupes d'espèces d'oiseaux marins (décision 2017/848/UE)</b>, et s'ils sont présents dans la région ou sous-région.</p>	<p><i>Echelle d'évaluation :</i></p> <p>La même que celle utilisée pour l'évaluation des groupes d'espèces ou espèces correspondants des critères D1C2 à D1C5.</p> <p><i>Application des critères :</i></p> <p>Le degré de réalisation du bon état écologique est exprimé de la manière suivante pour chaque zone évaluée: — taux de mortalité par espèce et respect ou non de la valeur seuil fixée. Ce critère contribue à l'évaluation des espèces correspondantes du critère D1C2.</p>
<p><b>D1C2</b> (primaire) :</p> <p>Les pressions anthropiques n'ont pas d'effets néfastes sur l'<b>abondance des populations des espèces concernées</b>, de sorte que la viabilité à long terme de ces populations est garantie.</p>		<p><i>Echelle d'évaluation :</i></p> <p>Des échelles pertinentes sur le plan écologique sont utilisées pour chaque groupe d'espèces, de la manière suivante:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• région ou sous-région,</li> </ul>
<p><b>D1C3</b> (secondaire) :</p> <p>Les <b>caractéristiques démographiques</b> (par exemple structure par taille ou par âge, répartition par sexe, taux de fécondité, taux de survie) <b>des populations des espèces</b> témoignent d'une population saine, qui n'est pas affectée par les pressions anthropiques.</p>		<p><i>Application des critères :</i></p> <p>L'état de chaque espèce est évalué séparément, sur la base des critères retenus, et ces critères servent à exprimer dans quelle mesure le bon état écologique a été atteint pour chaque groupe d'espèces et pour chaque zone évalués, de la manière suivante:</p>
<p><b>D1C4</b> (primaire) :</p> <p>L'<b>aire de répartition des espèces</b> et, le cas échéant, leur schéma de répartition dans ladite aire, est conforme aux conditions physiographiques, géographiques et climatiques dominantes.</p>		<p>a) les évaluations expriment la ou les valeurs obtenues pour chaque critère appliqué par espèce et si ces valeurs respectent les valeurs seuils fixées ;</p> <p>b) l'état global des espèces relevant de la directive 92/43/CEE est déterminé selon la méthode établie dans cette directive ;</p> <p>c) l'état global des groupes d'espèces est déterminé au moyen d'une méthode arrêtée au niveau de l'Union, en tenant compte des particularités régionales ou sous-régionales.</p>
<p><b>D1C5</b> (primaire) :</p> <p>L'<b>habitat des espèces offre l'étendue et les conditions nécessaires</b> pour permettre à celles-ci d'accomplir les différentes étapes de leur cycle biologique.</p>		

Dans chaque SRM, les cinq critères retenus (tableau 1) s'appliquent à chaque espèce qui contribue à renseigner l'évaluation du groupe d'espèces auquel elle appartient. L'ensemble des groupes d'espèces d'une SRM peut ensuite contribuer à l'évaluation du BEE de la composante « oiseaux marins ». Les valeurs obtenues par critère doivent être comparées à des valeurs « seuils » d'atteinte du BEE. Aucune valeur seuil n'est cependant fixée par la décision pour les oiseaux marins. Il est recommandé d'établir des méthodes normalisées et des valeurs seuils à travers la coopération entre Etats membres, dans le cadre des conventions des mers régionales notamment. L'évaluation réalisée dans le présent rapport suit (dans la mesure du possible) les recommandations du groupe de travail international « JWGBIRD » (ICES/OSPAR/HELLCOM).

## 1.2. Les pressions impactant la composante « oiseaux marins »

Les activités humaines exercent de multiples pressions sur les oiseaux marins (Tableau 3), auxquelles ces espèces longévives à reproduction différée sont très sensibles. Les effets de ces différentes pressions sur les populations d'oiseaux marins sont encore mal connus, mais on peut toutefois caractériser ces pressions selon la nature et l'intensité de l'effet biologique qu'elles produisent (Figure 1 ; Authier *et al.* 2017). Les pressions « primaires » ont un effet important et rapide sur les populations en provoquant une mortalité, c'est le cas des captures accidentelles ou de l'ingestion de déchets. Les pressions « secondaires », telles que la contamination chimique, induisent un stress physiologique important impactant la fécondité ou la survie. Enfin les pressions « tertiaires » provoquent des changements de comportement.

L'ensemble de ces pressions peut s'exercer de façon concomitante et l'effet cumulé et synergique sur les populations d'oiseaux marins est inconnu à ce jour.



**Figure 1** : Typologies des pressions selon leurs effets sur les oiseaux marins (d'après Authier *et al.* 2017).

Le fait que les oiseaux marins soient des espèces longévives à reproduction différée leur confère une grande sensibilité aux pressions anthropiques, telles que :

- La chasse, les oiseaux marins ont été prisés pour leurs plumes et leurs œufs, et cette activité a déjà causé l'extinction d'espèces comme le grand pingouin ;
- L'introduction d'espèces prédatrices sur les colonies de reproduction ;
- La destruction d'habitat par la pollution et les marées noires ;
- Les captures accidentelles dans les engins de pêche ;
- La surpêche qui impacte indirectement les oiseaux marins par compétition sur la ressource alimentaire ;
- Les déchets marins ingérés ou utilisés par les oiseaux marins pour la construction des nids et pouvant aboutir à la mort de l'animal ;
- Le dérangement, à terre ou en mer ;
- La contamination chronique par les polluants ;
- Les interactions avec les projets EMR (collisions, perte d'habitats fonctionnels...).

Ces pressions, leurs impacts et leurs typologies sont synthétisées dans le tableau 4 ci-dessous.

**Tableau 4** : Liste indicative des pressions et impacts affectant les oiseaux marins

Thème	Pression <sup>a</sup>	Impact attendu	Type de pression <sup>b</sup>
<b>Biologiques</b>	Perturbation des espèces due à la présence humaine	Stress physiologique, changement d'utilisation des habitats	Tertiaire
	Prélèvement d'espèces sauvages ou mortalité/blessures infligées à de telles espèces	Mortalité par capture accidentelle	Primaire
		Mortalité par collision (éoliennes)	Primaire
		Stress physiologique dû à la diminution des ressources	Secondaire
	Mortalité due à la chasse	Primaire	
<b>Physiques</b>	Perturbations physiques	Changement d'utilisation des habitats	Tertiaire
	Perte physique		
	Modification des conditions hydrologiques		
<b>Substances, déchets et énergie</b>	Apports d'autres substances	Stress physiologique dû aux contaminants chimiques	Secondaire
	Apport de déchets	Mortalité par ingestion de déchets	primaire

### 1.3. Enjeux écologiques et objectifs environnementaux liés aux oiseaux marins

Dans le cadre de la DCSMM, chaque Etat membre doit élaborer des objectifs environnementaux permettant de cibler les actions et mesures de gestion à mettre en œuvre afin d'atteindre ou maintenir le BEE. Afin d'élaborer les objectifs environnementaux du second cycle, l'identification d'enjeux écologiques prioritaires pour les oiseaux marins en France métropolitaine a été réalisée en 2017. Les enjeux écologiques sont des éléments des écosystèmes marins ou de leur fonctionnement, considérés sur des bases scientifiques comme cruciaux pour l'atteinte du BEE dans une SRM donnée. Ainsi, pour chaque SRM, une liste d'enjeux écologiques spécifiques aux oiseaux marins a été établie. Ces enjeux se réfèrent aux espèces évaluées dans ce rapport et sont synthétisés dans les tableaux ci-dessous pour chaque SRM.

**Tableau 5 : Secteurs à enjeux pour les oiseaux marins dans la SRM Manche mer du Nord**

Secteur	Enjeux particulier		
	Colonies d'oiseaux marins	Oiseaux en mer	Oiseaux d'estran
1- Mer du nord méridionale et détroit du Pas-de-Calais	Majeur : Mouette tridactyle Fort : Sterne pierregarin Moyen : Fulmar boréal Moyen : Sterne caugek Moyen : Sterne naine	Fort : Densité toutes espèces	Moyen : Grand gravelot
2- Estuaires picards et mer d'Opale	Fort : Mouette tridactyle	Majeur : Densité toutes espèces Fort : Hivernage de plongeon en mer	Fort : Grand gravelot Fort : Canard pilet, canard souchet, Tadorne de Belon, huitrier pie
3- Fleuve côtier-littoral seino-marin	Fort : Fulmar boréal Fort : Goéland argenté Moyen : Mouette tridactyle	Majeur : Densité toutes espèces Moyen : Hivernage de plongeurs et grèbes en mer	
4- Manche orientale	nd : Sites d'alimentation des colonies anglo-normandes	Fort : Densité toutes espèces	
5-Baie de seine	Fort : Fulmar boréal Fort : Grand cormoran Fort : Mouette tridactyle Moyen : Cormoran huppé Moyen : Goéland argenté Moyen : Goéland marin nd : Site d'alimentation des colonies anglo-normandes	Majeur : Densité toutes espèces	Fort : Canard pilet, canard souchet, bernache nonnette Moyen : Gravelot à collier interrompu
6- Golfe normand-breton (ouest cotentin)	Fort : Cormoran huppé Fort : Goéland marin Fort : Sterne de Dougall nd : Site d'alimentation des colonies anglo-normandes	Majeur : Puffin des Baléares Majeur : Hivernage et mue Macreuse noire Fort : Densité toutes espèces	Fort : Barge à queue noire, Bécasseau variable, Pluvier argent, Tadorne de Belon et Bernache cravant, Bernache cravant à ventre pâle, huitrier pie Moyen : Gravelot à collier interrompu
7- Mer celtique et Manche ouest	Fort : Fou de Bassan Moyen : Goéland argenté Faible : Goéland brun Faible : Goéland marin nd : Sites d'alimentation des colonies anglo-normandes		
8-Nord ouest cotentin	Moyen : Goéland argenté nd : Sites d'alimentation des colonies anglo-normandes		Fort : Grand gravelot Moyen : Gravelot à collier interrompu

**Tableau 6** : Secteurs à enjeux pour les oiseaux marins dans les SRM Mer Celtique et Golfe de Gascogne nord.

Secteur	Enjeux particulier		
	Colonies d'oiseaux marins	Oiseaux en mer	Oiseaux d'estran
6- Golfe Normand-Breton (ouest cotentin)			Fort : Barge à queue noire, Bécasseau variable, Pluvier argenté, Tadorne de Belon et Bernache cravant, Bernache cravant à ventre pâle, huitrier pie
7- Mer celtique et Manche ouest		Fort : Densité toutes espèces Fort : Hivernage de fulmar boréal	
9- Golfe Normand-Breton (Côte d'émeraude et baie de St-Brieuc)	Majeur : Guillemot de Troïl Fort : Pingouin tordand : Sterne de Dougall	Fort : Puffin des Baléares	Fort : hivernage de plus de 20 000 oiseaux d'eau
10- Sept Iles - Côte de granit rose - Trégor Goélo	Majeur : Fou de Bassan Majeur : Macareux moine Majeur : Pingouin tordand Majeur : Puffin des Anglais Fort : Guillemot de Troïl Fort ? : Sterne de Dougall Moyen ? : Océanite tempête Moyen : Cormoran huppé Moyen : Fulmar boréal	Fort : Puffin des Baléares	Fort : Bernache à ventre sombre Moyen : Grand gravelot Moyen : Huitrier Pie
11- Baie de Morlaix - Pays des abers	Fort : Grand cormorand : Sterne de Dougall		Fort : Bernache à ventre sombre, Pluvier doré, bécasseau sanderling et tournepierre à collier Moyen : Huitrier Pie
12- Iroise	Majeur : Océanite tempête Fort : Cormoran huppé Fort : Fulmar boréal Fort : Goéland brun Fort : Goéland marin Fort : Mouette tridactyle Fort : Puffin des Anglais Moyen : Grand cormoran Moyen : Sterne naine	Majeur : Densité toutes espèces Fort : Puffin des Baléares Fort : Harle huppé, plongeon arctique	Fort : Grand gravelot , Huitrier Pie Faible : Gravelot à collier interrompu
14- Talus nord du Golfe de Gascogne		Fort : Densité toutes espèces Fort : Hivernage de fulmar boréal	
17- Littoral cornouaillais - Audierne à Trévignon	Majeur : Sterne de Dougall Fort : Goéland brun Fort : Sterne caugek Moyen : Goéland marin Moyen : Goéland argenté Faible : Cormoran huppé Faible : Sterne Pierregarin	Majeur : Densité toutes espèces Fort : Puffin des Baléares	Faible : Gravelot à collier interrompu
18- Bretagne sud- de Trévignon à Quiberon	Moyen : Goéland argenté Faible : Goéland brun Faible : Goéland marin Faible : Cormoran huppé Faible : Sterne Pierregarin	Fort : Densité toutes espèces Fort : Puffin des Baléares	Faible : Gravelot à collier interrompu
19- Bretagne Sud-est-Mor Braz	Majeur : Goéland brun Fort : Goéland marin Moyen : Cormoran huppé Moyen : Goéland argenté Moyen : Goéland argenté Moyen : Grand cormoran Moyen : Sterne pierregarin	Majeur : Densité toutes espèces Majeur : Puffin des Baléares Fort : Hivernage Harle huppée et plongeurs	Fort : Avocette élégante, Barge à queue noire, bécasseau variable, Bernache cravant, canard pilet, canard souchet, grèbe esclavon, spatule blanche
20-Estuaire de la Loire et côtes vendéennes		Fort : Densité toutes espèces Fort : Puffin des Baléares	Majeur : Avocette élégante Majeur : Barge à queue noire Majeur : Chevalier gambette Majeur : Echasse blanche Fort : Avocette élégante, Sarcelle d'hiver, Barge à queue noire

**Tableau 7** : Secteurs à enjeux pour les oiseaux marins dans la SRM Golfe de Gascogne sud

Secteur	Enjeux particulier		
	Colonies d'oiseaux marins	Oiseaux en mer	Oiseaux d'estran
15- Talus central du Golfe de Gascogne		Fort : Densité toutes espèces	
16- Talus sud du Golfe de Gascogne et Gouf Cap Breton		Fort : Densité toutes espèces	
20-Estuaire de la Loire et côtes vendéennes	Fort : Mouette mélanocéphale, Sterne caugek, Sterne pierregarin		
21-Mer des pertuis et Panache de la Gironde	Moyen : Sterne pierregarin	Fort : Densité toutes espèces Fort : Puffin des Baléares Fort : Hivernage de Macreuse noire et plongeon imbrin	Fort : Avocette élégante, Barge à queue noire, barge rousse, Canard pilet, Pluvier argenté, Tadorne de Belon Bécasseau Sanderling, Maubèche et variable, Bernache à ventre sombre, Canard souchet, Grand gravelot, spatule Blanche et Tournepierre à collier, courlis cendré Echasse blanche Moyen : Avocette élégante Faible : Gravelot à collier interrompu
22- Plateau de Rochebonne		Fort : Densité toutes espèces	
24- Bassin d'Arcachon	Fort : Sterne caugek Faible : Goéland leucophée		Moyen : Huitrier Pie
25- Côtes sableuses girondines et landaises		Majeur : Densité toutes espèces Fort : Puffin des Baléares	
26- Côte rocheuse basque		Majeur : Densité toutes espèces Fort : Puffin des Baléares	

**Tableau 8:** Secteurs à enjeux pour les oiseaux marins dans la SRM Méditerranée occidentale

Secteur	Enjeux particulier		
	Colonies d'oiseaux marins	Oiseaux en mer	Oiseaux d'estran
27- Corse est	Faible : Goéland leucophée		
28- Corse du nord- ouest	Fort : Goéland d'Audouin Fort ? : Puffin scopoli Faible : Cormoran huppé Faible : Goéland leucophée	Fort : Secteurs d'alimentation des puffins de Scopoli	
29- Corse sud - Bouches de Bonifacio	Majeur : Cormoran huppé Majeur : Océanite tempête Majeur : Puffin scopoli Moyen : Goéland leucophée Faible : Sterne pierregarin	Majeur : Secteurs d'alimentation des puffins de Scopoli	
30- Corse occidentale	Majeur : Balbuzard Majeur : Goéland d'Audouin Fort : Cormoran huppé Faible : Goéland leucophée	Fort : Secteurs d'alimentation des puffins de Scopoli	
32- Plateau du Golfe du Lion	Majeur : Goéland leucophée Majeur : Goéland railleur Majeur : Sterne hansel Majeur : Sterne naine Fort : Mouette mélanocéphale Fort : Sterne caugek Fort : Sterne pierregarin	Majeur : Densité toutes espèces Majeur : Secteurs d'alimentation des puffins Yelkouan et de Scopoli	Majeur : Gravelot à collier interrompu Majeur : Avocette élégante Majeur : Echasse blanche
33- Talus du Golfe du Lion (centre et nord-est)		Fort : Secteurs d'alimentation des puffins de Scopoli	
34- Talus du Golfe du Lion (centre et nord-est)		Fort : Secteurs d'alimentation des puffins de Scopoli	
35- Zone provence	Majeur : Goéland leucophée Majeur : Goéland railleur Majeur : Mouette mélanocéphale Majeur : Puffin scopoli Majeur : puffin Yelkouan Fort : Sterne hansel Fort : Sterne naine Moyen : Grand cormoran Moyen : Sterne pierregarin Fort ? : Océanite tempête Faible : Cormoran huppé	Majeur : Secteurs d'alimentation des puffins Yelkouan et de Scopoli	
50- Plaine abyssale		Majeur : Mouette pygmée - concentration hivernale	

## 2. Matériels et méthodes

### 2.1. Éléments considérés pour l'évaluation du BEE

Toutes les espèces d'oiseaux marins, et espèces apparentées, ainsi que les limicoles côtiers sont considérées pour l'évaluation au titre de la DCSMM. À l'échelle du littoral de la France, cela regroupe un peu plus de 80 espèces, dont une vingtaine d'espèces de canards marins, plongeurs, harles et grèbes, et une vingtaine d'espèces de limicoles (Comolet-Tirman *et al.*, 2007 ; ICES, 2015 ; voir tableau en annexe 1). Parmi ces 80 espèces, 35 sont des espèces nicheuses régulières ou occasionnelles, dont 26 espèces d'oiseaux marins, 6 espèces de limicoles côtiers et 3 espèces d'anatidés. Toutefois, les espèces considérées comme très occasionnellement présentes en France ne sont pas prises en compte dans l'évaluation écologique de cette composante.

En fonction de la saison et de leur écologie, ces espèces se répartissent selon un gradient côte – large. Ainsi, en période de reproduction, certaines espèces nicheuses exploitent essentiellement les eaux côtières alors que d'autres espèces exploitent des zones marines au large. Il en est de même en période internuptiale. Les limicoles, exception faite des phalaropes, n'exploitent que l'estran et pas les zones marines. Parmi les différentes espèces d'oiseaux de mer et d'oiseaux d'eau considérées, certaines sont présentes en hiver sur le littoral (cas des limicoles) ou en mer, que ce soit dans la zone côtière (cas des grèbes) ou au large (cas des alcidés). En période internuptiale, hormis les espèces sédentaires (cas du cormoran huppé), les individus des espèces hivernantes sont des migrants en provenance d'autre pays, et qui stationnent plus ou moins longtemps sur le littoral ou dans les eaux françaises.

L'évaluation de l'abondance et de la répartition des oiseaux marins et oiseaux d'eau va donc porter d'une part sur les individus nicheurs, en période nuptiale, et d'autre part sur les individus présents en hiver, en période internuptiale. Le puffin des Baléares constitue une exception puisque, compte tenu de son cycle de reproduction, sa présence en période internuptiale dans les eaux françaises s'observe principalement en été et pas en hiver.

Cinq groupes d'espèces seront pris en compte à la fois pour les oiseaux nicheurs et pour les oiseaux en mer : oiseaux herbivores, échassiers, oiseaux marins de surface, oiseaux plongeurs pélagiques et oiseaux plongeurs benthiques. Les critères de distinction de ces groupes d'espèces dans la DCSMM sont basés sur des modes d'alimentation (oiseaux qui broutent, oiseaux qui barbotent, oiseaux qui s'alimentent en surface, oiseaux qui plongent en haute mer, oiseaux qui plongent pour se nourrir au fond) et ne prennent en compte ni la taxinomie (oiseaux d'eau / oiseaux de mer), ni le gradient côtier-pélagique.

Le terme « échassiers » est employé ici dans le sens d'OSPAR, c'est-à-dire avec une idée fonctionnelle et non taxinomique. En effet, OSPAR qualifie de « wading feeders » les espèces qui se nourrissent sur l'estran dans des eaux très superficielles (« walk/wade in shallow waters », <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/biodiversity-status/marine-birds/bird-abundance/>), comme les limicoles et certains

canards. Les goélands argentés et bruns peuvent aussi se nourrir de cette manière, mais ces deux espèces sont avant tout des oiseaux marins de surface. Le terme « wadding feeders » a été traduit par « échassiers » dans la Décision 2017/848 de la Commission Européenne du 17 mai 2017 (<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/HTML/?uri=CELEX:32017D0848&from=EN>).

Le terme « oiseaux plongeurs pélagiques » a quant lui été retenu comme traduction pour le groupe « water column feeder », c'est-à-dire des espèces qui se nourrissent dans la colonne d'eau, qui peuvent effectivement être exclusivement pélagiques pour la grande majorité d'entre elles, mais qui peuvent aussi être très côtières, comme les grands cormorans et les cormorans huppés, ou les grèbes. Et certaines espèces pélagiques hors période de reproduction peuvent avoir des zones d'alimentation bien plus côtières en période de reproduction (guillemot...).

Compte tenu de leurs modes d'alimentation les plus fréquents, une dizaine d'espèces sont identifiées comme appartenant à deux des cinq catégories fonctionnelles (voir annexes). Chacune de ces espèces ne sera prise en compte que dans une seule catégorie, jugée la plus cohérente au regard de son écologie alimentaire. Ainsi, tous les puffins et goélands-mouettes sont systématiquement considérés par défaut comme étant des oiseaux de surface, même s'ils peuvent être aussi plongeurs pélagiques, ou côtiers, pour les premiers ou avoir un mode d'alimentation de type « échassiers » pour les seconds. Et les cormorans sont considérés par défaut comme étant des « oiseaux plongeurs pélagiques », car exploitant la colonne d'eau pour se nourrir, bien qu'étant en fait des oiseaux plongeurs côtiers, qui peuvent aussi s'alimenter en tant qu'oiseaux plongeurs benthiques. Les plongeurs benthiques exclusifs sont notamment les eiders et les macreuses.

Certaines espèces, comme le guillemot de Troïl et le fulmar boréal, ont été ciblées comme espèces indicatrices de contaminations chimiques (hydrocarbures) ou de déchets marins (ingestion de débris plastiques) en raison de leurs caractéristiques écologiques (voir rapports correspondants pour les descripteurs DCSMM D8-contaminants et D10-déchets marins). Le cormoran huppé fait également l'objet d'un suivi de la quantité de macrodéchets utilisés pour la construction des nids (Cadiou & Fortin 2015), indicateur lui aussi utilisé pour le descripteur D10-déchets marins.

**Tableau 9** : Liste des groupes taxonomiques d’oiseaux marins considérés dans la DCSMM, associées à leurs groupes d’espèces (décision 2017/848/UE).

	<b>Ordres</b>	<b>Familles</b>	<b>Groupes taxonomiques</b>	<b>Groupes d’espèces</b>
Oiseaux d’eau	Charadriiformes	Haematopodidae	Limicoles	Echassiers
		Recurvirostridae		
		Charadriidae		
		Scolopacidae		
	Anseriformes	Anatidae	Canards	Oiseaux plongeurs benthiques
			Cygnes	
			Oies	
Gaviiformes	Gaviidae	Plongeurs	Oiseaux marins de surface	
Podicipediformes	Podicipedidae	Grèbes		
Oiseaux de mer	Procellariiformes	Procellariidae	Pétrels	Oiseaux plongeurs pélagiques
			Puffins	
		Hydrobatidae	Océanites	
	Charadriiformes	Stercorariidae	Labbes	
		Laridae	Goélands	
			Mouettes	
		Sternidae	Sternes	
	Péléciformes	Alcidae	Guillemots, Pingouin, Macareux	
		Sulidae	Fous	
			Phalacrocoracidae	

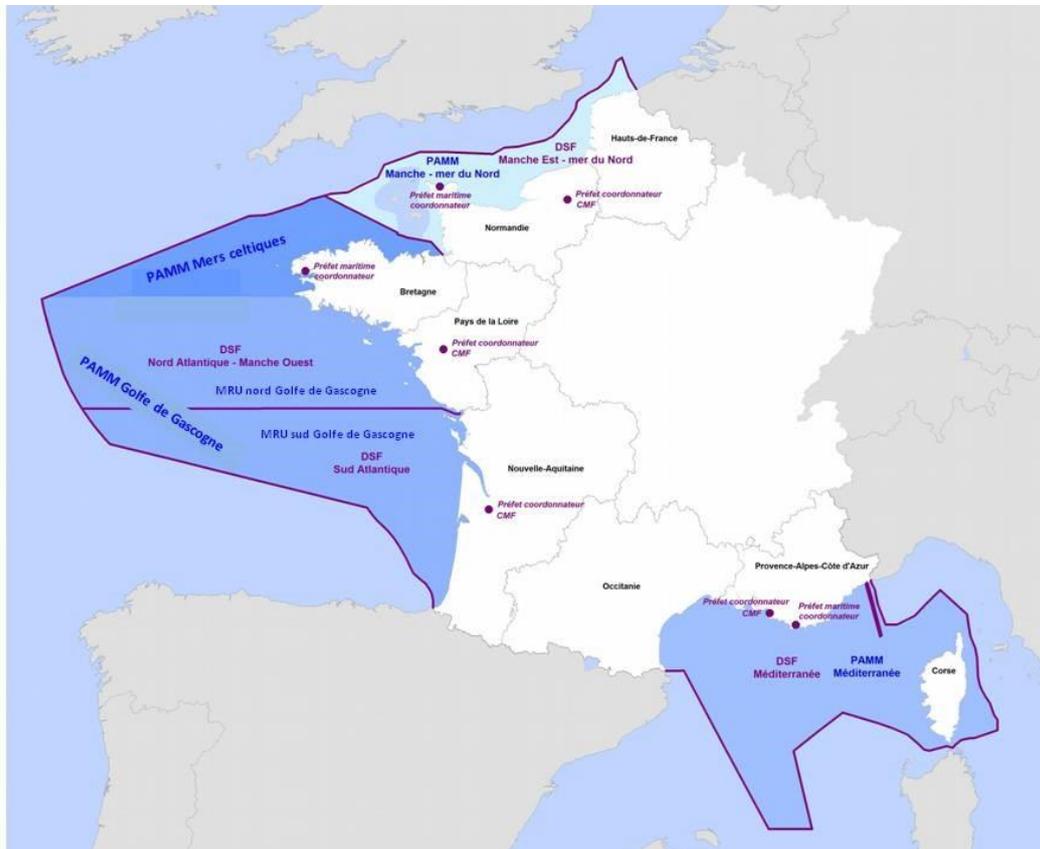
## 2.2. Unités marines de rapportage (UMR) et UGE

Pour les oiseaux marins, l’évaluation se fait à l’échelle des sous-régions marines (SRM), et de leurs éventuelles subdivisions (Figure 2), à savoir :

- Manche – mer du Nord,
- mers Celtiques,
- golfe de Gascogne (avec les UMR nord et sud golfe de Gascogne),
- Méditerranée Occidentale.

Cependant, si ces échelles ont pu être respectées pour les oiseaux nicheurs, il n’a pas été possible de le faire pour les oiseaux en mer et pour les limicoles, pour lesquels trois unités géographiques d’évaluation (UGE) ont été considérées : la SRM Manche – mer du Nord et la SRM mers Celtiques (sans distinction de limite), la SRM golfe de Gascogne (sans distinction nord et sud) et la SRM Méditerranée occidentale.

La décision 2017/848/UE ne donne aucune indication concernant les unités de mesure des critères spatiaux (D1C4 et D1C5) et des caractéristiques démographiques (D1C3).



**Figure 2** : Emprises des quatre Plans d’Action pour le Milieu Marin (PAMM) correspondant aux quatre sous-régions marines, et correspondance avec les façades maritimes « DSF »

### 2.2.1 UMR pour les oiseaux marins nicheurs

Les colonies d’oiseaux marins nicheurs se répartissent de manière plus ou moins continue sur le littoral français, en fonction de la répartition des habitats que ces différentes espèces affectionnent (Cadiou *et al.*, 2004). Il est donc possible de distinguer pour les effectifs nicheurs 5 UMR : SRM Manche - mer du Nord, SRM mers Celtiques, golfe de Gascogne nord, golfe de Gascogne sud et SRM Méditerranée occidentale (Figure 1). Il en est de même pour la production en jeunes puisque ce paramètre est également obtenu à partir des suivis réalisés sur les colonies.

### 2.2.2 UMR pour les limicoles côtiers nicheurs

Les limicoles côtiers nicheurs se répartissent sur le littoral français en fonction de la répartition des habitats que chacune de ces espèces affectionnent, que ce soit en période de reproduction ou en période de migration et d'hivernage (Issa & Muller, 2015). Trois unités géographiques d'évaluation (UGE) ont été considérées pour ces espèces : la SRM Manche – mer du Nord et la SRM mers Celtiques (sans distinction de limite), la SRM golfe de Gascogne (sans distinction nord et sud) et la SRM Méditerranée occidentale.

### 2.2.3 UMR pour les oiseaux en mer

Le caractère très mobile des oiseaux marins, leurs faibles abondances pour certaines espèces, ainsi que la résolution spatiale et temporelle des dispositifs de suivis imposent des unités géographiques d'évaluation (UGE) de grande taille pour qu'elles soient écologiquement cohérentes et quantitativement évaluables pour ces espèces.

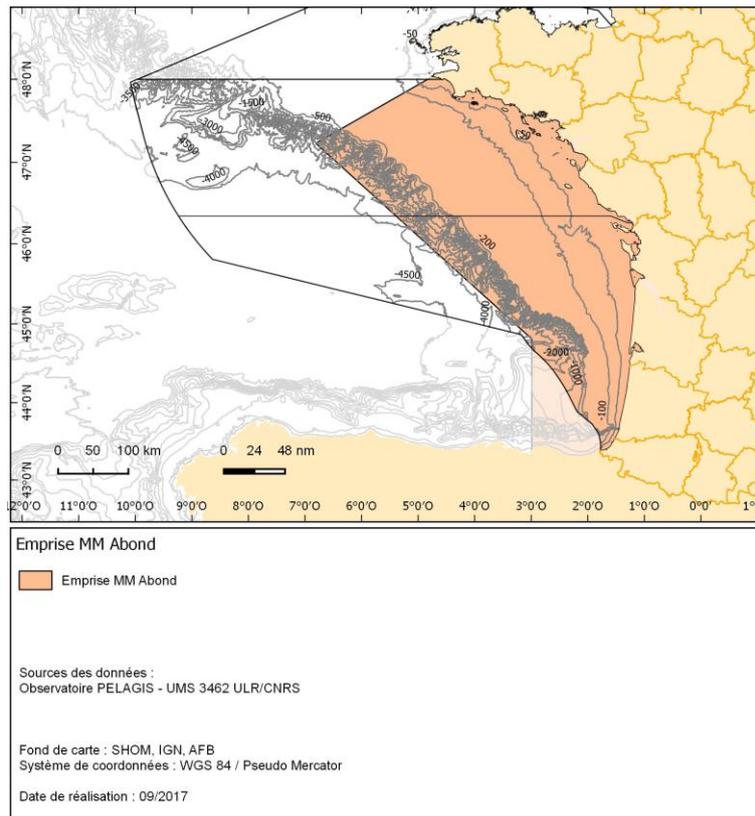
La mobilité, la distribution, la longévité et les connaissances actuelles sur les structures démographiques imposent d'évaluer les « populations<sup>1</sup> » d'oiseaux marins le plus souvent à l'échelle régionale pour fournir des résultats à une échelle spatiale cohérente.

Ainsi, les indicateurs d'abondance et de distribution pour les oiseaux en mer, calculés à partir des données issues des campagnes de suivi SAMM, sont évalués à l'échelle de 3 UGE : regroupement des SRM Manche – mer du Nord et SRM mers Celtiques, SRM golfe de Gascogne et SRM Méditerranée occidentale. Les indicateurs d'abondance (OM\_Abond) et de distribution (OM\_Distri) pour les oiseaux marins en mer, calculés à partir des données issues des campagnes de suivi PELGAS, sont évalués, quant à eux, avec une couverture spatiale qui définit de facto une UMR qui recouvre la SRM golfe de Gascogne (Figure 3).

Cependant, l'UMR pour les oiseaux en mer est la SRM. Ainsi, selon les UGE considérées, certains résultats obtenus seront identiques pour plusieurs SRM.

---

<sup>1</sup> Le terme de population ne renvoie pas ici à un ensemble d'individus se reproduisant entre eux. En effet, les oiseaux marins en mer peuvent appartenir à différentes populations reproductrices, et incluent des individus juvéniles (immatures). Le terme de population se cantonne ici à décrire un ensemble d'individus partageant le même espace à un moment donné.



**Figure 3 :** Unité géographique d'évaluation pour les oiseaux marins en mer dans le cadre des indicateurs nationaux OM\_Abond et OM\_Distri.

## 2.3. Évaluation quantitative du BEE

### 2.3.1 Méthodologie générale

L'évaluation du BEE pour les oiseaux marins est basée sur le calcul d'indicateurs développés par les experts nationaux, mais aussi par des groupes de travail des Conventions des Mers Régionales, notamment au sein d'OSPAR.

À l'échelle nationale, un programme de surveillance dédié à un ou plusieurs indicateurs permet de recueillir la donnée nécessaire pour le calcul de ceux-ci. À l'heure actuelle, trois suivis coordonnés permettent de répondre à la DCSMM :

- Suivi des populations d'oiseaux marins nicheurs (sous-programme 1) : réalisé conjointement par différentes structures, associatives ou autres. Les données sont centralisées par le Groupement d'Intérêt Scientifique Oiseaux Marins (GISOM), principalement pour les données collectées sur les effectifs nicheurs durant les périodes des recensements réalisés à l'échelle nationale sur une base décennale. Il existe également des suivis coordonnés réalisés annuellement à des échelles départementales, régionales ou de façade maritime (Cadiou, 1995). Ces suivis permettent de collecter des données sur l'abondance et les caractéristiques démographiques des oiseaux marins nicheurs ;

- Suivi des oiseaux inféodés à l'estran (sous-programme 1) : volet « limicoles côtiers » de l'observatoire patrimoine naturel littoral porté par Réserves Naturelles de France (RNF) et comptages annuels d'oiseaux d'eau de Wetlands International (<https://www.wetlands.org/profile/france/>) organisés à la mi-janvier. Ce suivi permet de collecter des données sur l'abondance et la répartition des oiseaux inféodés à l'estran ;
- Suivi des oiseaux marins en mer (sous-programme 3) : réalisé par l'observatoire Pelagis de l'Université de La Rochelle, notamment dans le cadre du programme SAMM (suivi aérien de la mégafaune marine) concernant l'ensemble des eaux françaises de métropole. Ce suivi permet de collecter des données sur l'abondance et la répartition des oiseaux marins en mer. Il existe également d'autres dispositifs de collecte de données sur les oiseaux en mer (campagnes PELGAS avec l'observatoire Pelagis, voir Doray *et al.* 2017 ; ou autres campagnes dans le golfe de Gascogne, voir Castège & Hémerly, 2009).

Ainsi, plusieurs indicateurs peuvent renseigner un critère, mais certains critères n'ont pas encore d'indicateurs associés (Tableau 10).

**Tableau 10** : Liste des indicateurs retenus dans le cadre de l'évaluation 2018 pour le descripteur 1 – Oiseaux marins

CRITERES	INDICATEURS	STATUT	ÉTAT DE DEVELOPPEMENT
D1C1 - Mortalité par capture accidentelle	–		Non développé
D1C2 - Abondance des populations	Abondance des nicheurs – « B1 »	International OSPAR commun	Développé par OSPAR
	Abondance des limicoles – « r »	National	Développé par RNF
	Abondance des oiseaux en mer – « OM2 » (données SAMM) et « OM_Abond » (données PELGAS)	Nationaux	En cours de développement par UMS Pelagis
D1C3 - Caractéristiques démographiques	Succès reproducteur – « B3 »	International OSPAR commun	Développé par OSPAR
D1C4 - Distribution spatiale	Distribution des oiseaux en mer « OM4 » (données SAMM) et « OM_Distri » (données PELGAS)	Nationaux	En cours de développement par UMS Pelagis
D1C5 - Etendue et état des habitats propices aux espèces	–		Non développé

Les résultats obtenus des indicateurs pour chaque espèce doivent ensuite être comparés à une valeur seuil afin de déterminer l'atteinte ou la non-atteinte du BEE de l'espèce pour un critère donné. Cependant, pour tous ces indicateurs, développés ou en cours de développement, aucun seuil n'est encore défini à l'échelle française.

Ces résultats par espèce sont ensuite agrégés pour évaluer l'état écologique des groupes d'espèces d'oiseaux marins définis dans la décision 2017/848/UE.

À partir des critères évalués pour chaque espèce, l'évaluation de l'état écologique de la composante « oiseaux marins » est réalisée au travers de plusieurs étapes d'intégration successives :

- Évaluer l'état écologique de chacune des espèces listées en intégrant l'évaluation de chacun des critères, quand les données existent pour l'espèce considérée ;
- Évaluer l'état écologique par groupe d'espèces en intégrant l'évaluation de chaque espèce appartenant au groupe ;
- Évaluer l'état écologique de la composante « oiseaux marins » en intégrant l'évaluation des différents groupes d'espèces.

À l'heure actuelle, la méthode d'intégration pour le descripteur 1 –Oiseaux marins n'a pas été définie ni validée (Walmsley *et al.*, 2017).

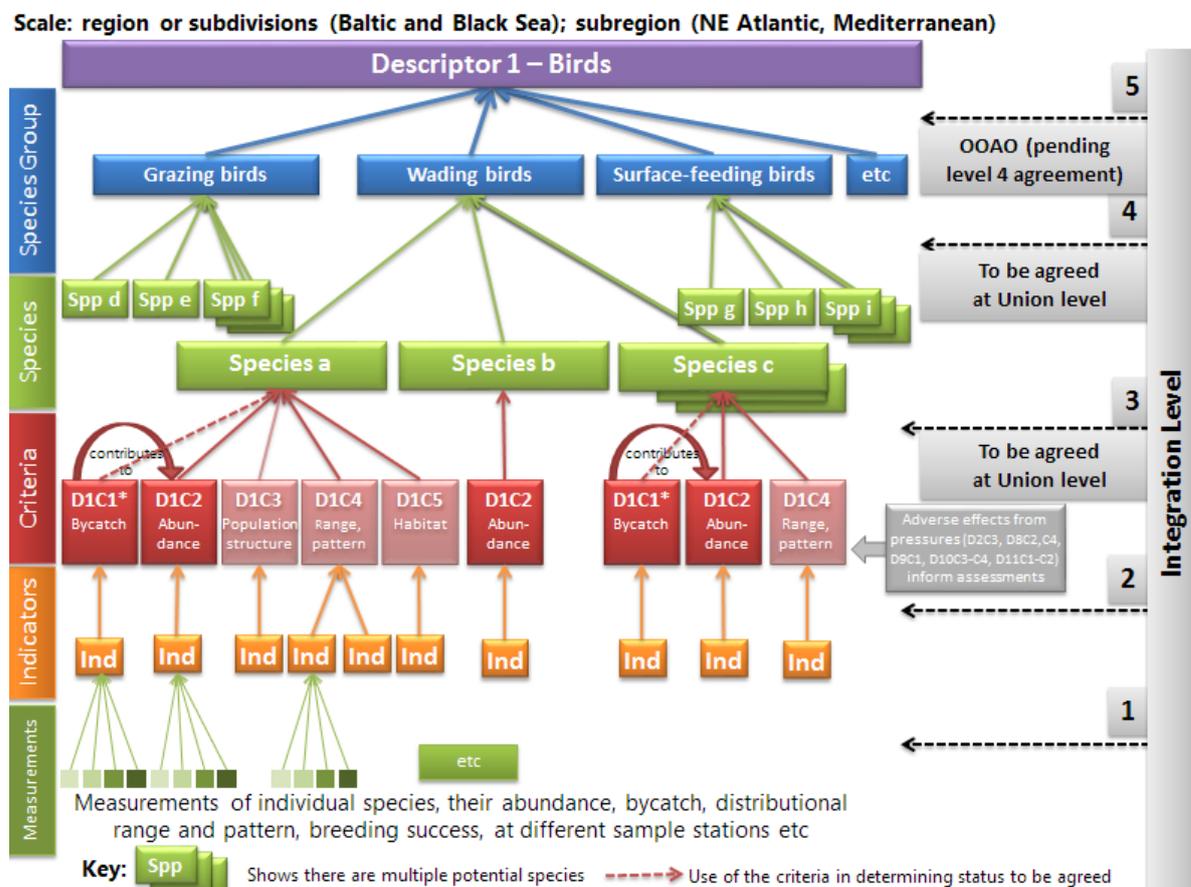


Figure 4 : Niveaux et méthode d'intégration considérés pour le descripteur - oiseaux marins (d'après Walmsley *et al.*, 2017).

***A noter : Pour cette évaluation 2018, en l'absence de méthode d'intégration des différents critères au niveau de l'espèce, l'état écologique des différents groupes d'espèces d'oiseaux marins a été évalué par intégration au sein de chaque critère selon la méthodologie élaborée au sein du groupe de travail international JWGBIRD (groupe de travail commun ICES/OSPAR/HELLCOM, réunissant les ornithologues experts européens). Ce groupe de travail étudiera la question de l'intégration au sein des espèces lors de sa prochaine réunion en octobre 2018.***

### 2.3.2 Mortalité par capture accidentelle

Le critère D1C1 « mortalité par capture accidentelle » doit être renseigné dans le cadre de la DCSMM, mais le développement d'un indicateur n'est pas encore possible compte tenu de l'absence de données concernant les captures accidentelles des oiseaux marins en France (Valéry, 2010 ; Guérin *et al.*, 2013). Il sera donc nécessaire de réaliser une étude dédiée et de mettre en place un réseau coordonné de collecte de données en partenariat avec les comités des pêches et pêcheurs de chaque sous-région marine.

### 2.3.3 Méthodes d'évaluation de l'abondance et de la répartition des populations d'oiseaux marins et apparentés

#### 2.3.3.1. Abondance des oiseaux marins nicheurs

L'indicateur OSPAR B1 « abondance des oiseaux marins » est utilisé pour l'évaluation du bon état écologique des populations d'oiseaux marins nicheurs au titre de la DCSMM (Humphreys *et al.*, 2012).

Les oiseaux marins nicheurs sont présents dans toutes les catégories de consommateurs du réseau trophique, depuis les herbivores jusqu'aux top-prédateurs. L'abondance de ces espèces longévives varie lentement lorsqu'elles sont soumises à des conditions naturelles, c'est pourquoi un changement rapide de la taille des populations peut indiquer un impact anthropique, tel que la pression par pêche (compétition alimentaire, mortalité par pêche), une prédation par des espèces non indigènes ou encore la perte de leurs habitats.

Ainsi, l'abondance est utilisée comme indicateur de santé des communautés car ce paramètre est :

- largement recensé, selon des protocoles courants,
- un bon indicateur des changements à long terme de la structure des communautés d'oiseaux marins.

Cet indicateur OSPAR compile des informations sur les espèces d'oiseaux marins côtiers ou pélagiques, aussi bien des espèces nicheuses que des espèces de passage durant leur

migration ou pendant l'hivernage. Cependant, pour l'instant, en France, en raison d'un manque de disponibilité des données, cet indicateur sera réduit aux espèces nicheuses. Il est basé sur des tendances d'abondance annuelle par espèce.

### **Suivi :**

Un suivi annuel des oiseaux nicheurs, au minimum sur un ensemble de colonies témoins, est nécessaire pour le calcul de l'indicateur B1. Le nombre de colonies suivies doit être suffisant pour être représentatif des sous-régions telles que définies par la DCSMM. Un travail est en cours pour définir une stratégie d'échantillonnage des colonies d'oiseaux marins du littoral français.

La méthodologie pour suivre les abondances des espèces nicheuses doit être adaptée à chaque espèce (Walsh *et al.*, 1995). Généralement, le nombre de nids ou de couples de la colonie sont comptés.

À l'échelle nationale, 5 recensements coordonnés des oiseaux marins nicheurs ont été organisés durant les dernières décennies : 1968-1970, 1977-1979, 1987-1989, 1997-2000 et 2009-2012 (Cadiou *et al.*, 2004, 2015). En dehors de ces périodes, il existe de nombreux suivis concernant différentes espèces, menés dans différents cadres à des échelles géographiques et des pas de temps variables (Cadiou, 2015).

### **Calcul :**

L'indicateur OSPAR commun B1 est exprimé en abondance relative, c'est à dire le pourcentage que représente l'abondance annuelle d'une espèce par rapport à la valeur de base définie pour cette espèce. A l'heure actuelle, la valeur de base est l'abondance de l'année de référence qui correspond à la première année de la série temporelle de données disponibles.

Au niveau de l'espèce, le bon état écologique est considéré comme atteint lorsque l'évolution de l'abondance annuelle de cette espèce est stable ou en augmentation par rapport à l'année de référence.

Au niveau du groupe d'espèce, le bon état écologique est considéré comme atteint lorsque 75 % des espèces du groupe atteignent ou dépassent leurs valeurs de base. Pour les espèces nicheuses, cette proportion est ramenée à 70 % pour les espèces pondant plus d'un œuf et à 80 % pour les espèces pondant un seul œuf.

Lorsque le comptage n'est pas effectué sur toutes les colonies, une abondance pondérée est estimée à partir des données collectées durant les recensements décennaux concernant l'ensemble des colonies. Dans ce cas, le calcul se fait de la manière suivante :

$A_{\text{estimée région, année } X} = (A_{\text{sous-région 1, année } X} / \text{proportion de la population dans la sous-région 1}) + (A_{\text{sous-région 2, année } X} / \text{proportion de la population dans la sous-région 2}) + \dots + (A_{\text{sous-région } n, \text{ année } X} / \text{proportion de la population dans la sous-région } n)$

Avec A, l'abondance de l'espèce étudiée ; année X, l'année d'étude de l'espèce ; n, le nombre de région où l'espèce est présente.

À l'heure actuelle, les données concernant les oiseaux marins nicheurs du littoral français ne sont pas encore toutes compilées de manière homogène, ce qui n'a pas permis de réaliser l'approche détaillée ci-dessus. Une étude en cours (2017-2019) sur la définition d'une stratégie d'échantillonnage des oiseaux nicheurs à l'échelle de la métropole permettra de recueillir l'ensemble des données nicheurs (effectif et production lorsque c'est possible) qui pourront être accessibles à la prochaine évaluation.

Les données prises en compte pour le présent rapport proviennent donc des recensements décennaux (Cadiou *et al.*, 2004, 2015) et, pour la période récente (2015-2016), des suivis coordonnés qui existent dans certaines régions (observatoire régional des oiseaux marins en Bretagne, observatoire des oiseaux marins et côtier de Manche – mer du Nord, programme Life Envoll sur le littoral méditerranéen), ainsi que les données disponibles dans le cadre des synthèses annuelles concernant les oiseaux nicheurs rares et menacés (Quaintenne *et al.*, 2016).

Certaines espèces, comme les grands cormorans, certains goélands, certaines mouettes et certaines sternes, ont une répartition à la fois littorale et continentale. Les données considérées dans le présent rapport pour les départements littoraux excluent les éventuelles colonies continentales présentes dans ces mêmes départements. Les effectifs pris en compte dans le cadre de la présente évaluation ne sont donc pas, pour ces espèces, identiques aux effectifs pris en compte pour le rapportage au titre de la directive oiseaux, qui considère les effectifs nicheurs nationaux, à la fois littoraux et continentaux (Comolet-Tirman *et al.*, 2015).

La mouette rieuse n'est pas retenue pour les analyses car il n'a pas été possible d'extraire les données concernant uniquement les colonies littorales pour l'ensemble des recensements et, de plus, les pas de temps de recensement de cette espèce sont différents des autres espèces considérées.

En l'absence d'un travail coordonné, à dire d'experts, pour la définition des niveaux de référence à l'échelle française, ce sont les effectifs du recensement de 1987-1989 qui ont été pris en compte pour l'ensemble des espèces. Ce choix arbitraire n'est cependant pas totalement satisfaisant puisqu'un déclin significatif a été enregistré dans les années 1960-1970 pour certaines espèces (cas de certaines sternes et des alcidés par exemple).

### **Précision de la donnée :**

Durant les périodes de recensement national, sauf cas particulier, la totalité ou la quasi-totalité des colonies d'oiseaux marins nicheurs fait l'objet d'un comptage dédié pour connaître le nombre de couples nicheurs. Les tendances d'évolution numérique enregistrées entre deux périodes de recensement nationales sont donc considérées comme fiables et représentatives de la situation démographique des espèces considérées. Il existe cependant quelques espèces pour lesquelles la régularité, l'exhaustivité et la précision des suivis sont moins bonnes, comme par exemple pour le puffin cendré.

Hors des périodes de recensement national, le nombre de colonies suivies et leur répartition spatiale sur le littoral français varient selon les espèces considérées. Pour les espèces localisées, la totalité ou la quasi-totalité des colonies fait l'objet d'un recensement annuel. À l'inverse, pour les espèces à large répartition, le nombre de colonies suivies annuellement est très variable, et les données collectées peuvent ne concerner qu'une fraction très réduite de la population nicheuse à l'échelle nationale. L'étude en cours sur la définition d'une stratégie nationale d'échantillonnage doit permettre de définir des échelles spatiales et temporelles adéquates selon les espèces pour être représentatif des sous-régions étudiées et pour évaluer les tendances numériques.

#### 2.3.3.2. Abondance des limicoles côtiers

En ce qui concerne les limicoles (petits échassiers) côtiers nicheurs, il existe des recensements coordonnés à l'échelle nationale (1983-1984, 1995-1996, 2010-2011 ; Dubois & Mahéo, 1986 ; Deceuninck & Mahéo, 1998a, 1998b ; Issa & Muller, 2015). Sur les six espèces concernées, seules trois ont une répartition essentiellement littorale, et les données publiées ne permettent pas d'avoir une approche détaillée à l'échelle des sous-régions marines (Issa & Muller, 2015). Les limicoles côtiers nicheurs ne sont donc pas pris en compte pour la présente évaluation.

Par contre, des informations sur les limicoles côtiers, présents sur le littoral maritime français pendant les migrations et l'hivernage (« limicoles côtiers hivernants ») permettent de renseigner un indicateur basé sur des données de comptage annuel par espèce.

Cet indicateur, r « taux de croissance des populations de limicoles côtiers hivernants », (Caille et Caillot, 2015) va contribuer à l'évaluation de l'état des populations des limicoles côtiers et à l'évaluation du bon état écologique pour la DCSMM : critère D1C2 Abondance des populations : indicateurs communs : abondance / biomasse des populations.

Six familles de limicoles, sur les 12 existantes, fréquentent le territoire français pendant une ou plusieurs périodes du cycle annuel (Dubois & Mahéo, 1986 ; Piersma & Wierma, 1996 ; Le Drean-Quenec'hdu, 1999). Les limicoles, oiseaux migrateurs, convergent par l'ouest de l'Europe pour rejoindre leur site de reproduction (boréales et arctiques) et leurs zones d'hivernage (de l'Europe tempérée jusqu'à l'Afrique du sud ; Campbell & Lack, 1985 ; Piersma, 1987). Ainsi, le littoral métropolitain présente une importance particulière pour la conservation des limicoles côtiers en tant que zone de halte migratoire et d'hivernage. De plus, de par leur large distribution, leur forte capacité de déplacement, leur dépendance vis-à-vis des écosystèmes littoraux et leur positionnement au sommet des chaînes trophiques, les limicoles peuvent être considérés comme des sentinelles des changements environnementaux dont les effets peuvent modifier leur abondance, leur distribution et la composition de leurs peuplements (Piersma & Lindström, 2004 ; Godet *et al.*, 2011).

### **Suivi :**

Vingt-cinq espèces de limicoles, majoritairement présentes sur les trois façades maritimes françaises, font l'objet d'un suivi par l'Observatoire Patrimoine Naturel Littoral dans son volet thématique « limicoles côtiers ». Ce suivi repose sur des comptages mensuels autour du 15 de chaque mois, conduits sur près de 90 localités littorales répondant à un enjeu de conservation des populations de limicoles côtiers.

L'indicateur développé a été testé à partir des données mensuelles de janvier, date de référence pour l'hivernage des limicoles en France où il est admis d'observer le moins de mouvements migratoires (Smit & Piersma, 1994). Des perspectives de développement de cet indicateur à d'autres périodes clés du cycle annuel sont envisagées.

Le suivi des effectifs de limicoles côtiers repose sur différents réseaux d'observation couvrant la France et l'international (notamment la voie de migration Est-Atlantique), ce qui offre la possibilité d'un indicateur intégrant 4 échelles spatiales différentes :

- échelle locale : sites fonctionnels (données de l'Observatoire Patrimoine Naturel Littoral - volet limicoles côtiers) ;
- échelle de la façade (données limicoles côtiers du réseau Wetlands International-France) ;
- échelle nationale (données limicoles côtiers du réseau Wetlands International-France) ;
- échelle ouest-Europe (données limicoles côtiers du réseau Wetlands International-voie de migration est-Atlantique : la couverture choisie s'étend de la Norvège au Portugal en passant par le Royaume-Uni, le Danemark, l'Irlande, l'Allemagne, les Pays-Bas, la France et l'Espagne).

Les sites fonctionnels considérés pour le calcul de l'indicateur doivent remplir deux conditions, à savoir que l'espèce ait été présente au moins 3 fois au cours de la période d'analyse et que le site représente au moins 0,5 % de la population nationale.

### **Calcul :**

L'indicateur  $r$  est basé sur un modèle bayésien à espace d'état, adapté à la variabilité annuelle des stationnements des oiseaux, aux erreurs possibles d'identification des espèces lors des comptages ainsi qu'aux données manquantes.

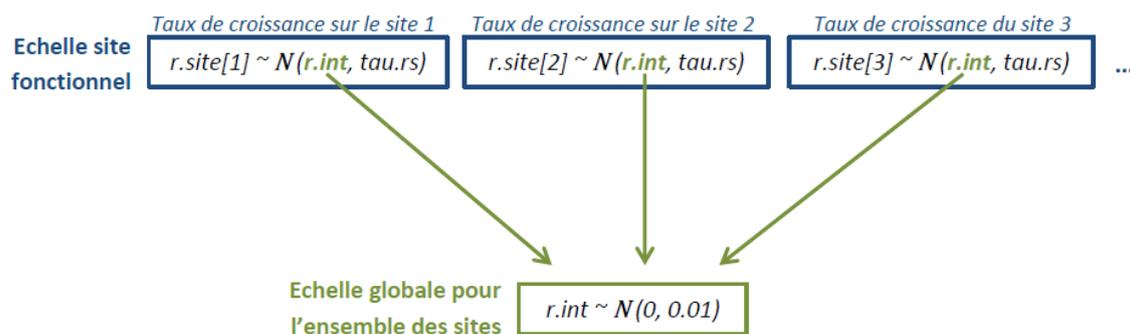
Le modèle hiérarchique utilisé a pour objectif d'estimer le taux de croissance des effectifs en se basant sur la modélisation des effectifs à une date  $t$  ( $N_t$ ), par les effectifs à la date  $t-1$  ( $N_{t-1}$ ), multiplié par le taux de multiplication interannuel. Le modèle est de la forme :

$$\log(N_t) = \log(N_{t-1}) + r$$

Avec  $r$ , taux de croissance de la population.

Le taux de croissance moyen, ( $r_{\text{site}}$ ), suit une loi normale de moyenne «  $r_{\text{int}}$  » et de variance inter-sites «  $\tau_{\text{rs}}$  » ( $r_{\text{site}} \sim N(r_{\text{int}}, \tau_{\text{rs}})$ ). La moyenne «  $r_{\text{int}}$  » suit elle-même une loi normale centrée sur 0 et avec une grande variance (0,01).

Ainsi, le modèle permet de calculer un taux de croissance global sur l'ensemble des sites tout en autorisant une variation des taux de croissance entre sites (Figure 5).



*r.site* : taux de croissance moyen du site

*r.int* : taux de croissance global de l'ensemble des sites

*tau.rd* : variance inter-sites

**Figure 5** : Représentation schématisée du modèle hiérarchique. Le taux de croissance à l'échelle de chaque site fonctionnel est défini comme suivant une loi normale centrée sur un taux de croissance global à l'ensemble des sites fonctionnels de l'analyse. (d'après Caille & Caillot, 2015).

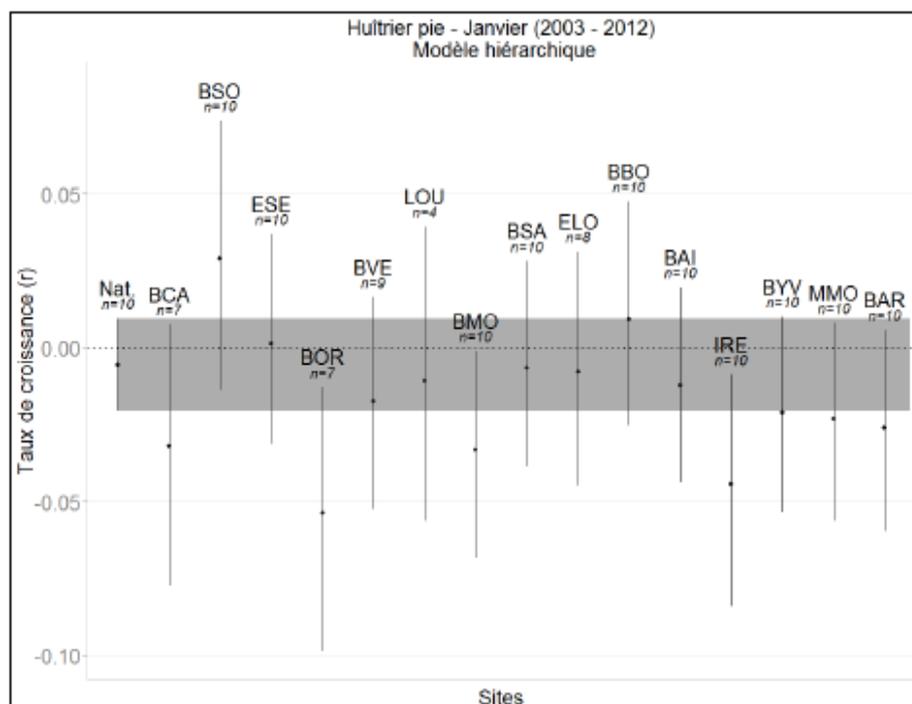
### **Précision de la donnée :**

Les résultats des modèles sont des taux de croissance moyens avec des intervalles de confiance à 80 % pour améliorer la sensibilité de l'indicateur et mettre en évidence les changements plus rapidement.

À une échelle locale, le modèle peut mettre en évidence un taux de croissance strictement positif ou négatif, signifiant que les effectifs de l'espèce étudiée augmentent ou diminuent respectivement, d'une année sur l'autre. Si l'intervalle de confiance comprend zéro, alors la population est considérée comme stable sur le site fonctionnel.

À l'échelle de la façade, si le taux de croissance d'un site fonctionnel (intervalle de confiance à 80 %) est strictement au-dessus ou en dessous de l'intervalle de confiance du taux de croissance à l'échelle comparée, alors la tendance de la population est respectivement à l'augmentation ou à la diminution au regard de la tendance comparée. Si le taux de croissance du site fonctionnel est inclus dans l'intervalle de confiance du taux de croissance de l'échelle comparée, la population du site fonctionnel suit la tendance comparée (Figure 5).

Les 3 façades évaluées ici (Manche-mer du Nord, Atlantique et Méditerranée) ne correspondent pas tout à fait avec le découpage en SRM de la DCSMM. Ainsi la façade « Manche - mer du Nord » regroupe la SRM Manche - mer du Nord d'une part et la SRM mers Celtiques d'autre part.



**Figure 6 :** Résultats (moyenne et intervalle de confiance à 80 %) du modèle hiérarchique sur les effectifs d’Huîtres pie sur la période de 2003-2012. n correspond au nombre de comptages sur le site pris en compte dans l’analyse. Dans cet exemple, tous les sites fonctionnels suivent la tendance nationale (d’après Caille & Caillot, 2015).

### **État d’avancement :**

L’indicateur « taux de croissance des populations de limicoles côtiers » est en cours de construction sur 12 espèces d’intérêt majeur en France (Bon & Caillot, 2017) dont les effectifs répondent au critère 6 de la convention RAMSAR (<https://www.ramsar.org>), soit une population française supérieure ou égale au seuil de 1 % de la population de la voie biogéographique.

- Huître pie (*Haematopus ostralegus*)
- Avocette élégante (*Recurvirostra avosetta*)
- Grand gravelot (*Charadrius hiaticula*)
- Pluvier argenté (*Pluvialis squatarola*)
- Bécasseau maubèche (*Calidris canutus*)
- Bécasseau sanderling (*Calidris alba*)
- Bécasseau variable (*Calidris alpina*)
- Barge à queue noire (*Limosa limosa*)
- Barge rousse (*Limosa lapponica*)
- Courlis cendré (*Numenius arquata*)
- Chevalier gambette (*Tringa totanus*)
- Tournepierre à collier (*Arenaria interpres*)

Pour ces 12 espèces, les taux de croissance ont été calculés à l’échelle locale (site fonctionnel), à l’échelle de la façade (3 façades différent des SRM DCSMM) et à l’échelle

nationale sur des données actualisées jusqu'à janvier 2016 (au regard des données disponibles). Pour l'instant, les taux de croissance à l'échelle des quartiers Ouest-Europe n'ont pu être estimés en raison d'un jeu de données incomplet (Caille & Caillot, 2015). En outre aucun seuil correspondant à l'atteinte ou non du BEE n'a été déterminé. Ainsi l'évaluation du BEE à l'échelle des SRM n'a pas été possible.

Néanmoins, les résultats préliminaires disponibles sont informatifs puisqu'ils renseignent sur l'état des populations de limicoles côtiers à trois niveaux d'échelles spatiales et illustrent la construction de l'indicateur basé sur des comparaisons de tendances. Ces résultats sont présentés dans 12 fiches spécifiques et sont agrémentés d'éléments d'interprétation (voir annexe 2).

### **Perspectives :**

Développé par Réserves Naturelles de France (RNF) en partenariat avec le Centre d'Écologie Fonctionnelle et Évolutive (CEFE), l'indicateur r « taux de croissance des populations de limicoles côtiers », actuellement site-centré, a été développé pour répondre aux besoins des gestionnaires d'AMP en matière d'évaluation de la gestion conservatoire menée localement et ne correspond pas aux échelles d'évaluation de la DCSMM. Les modèles statistiques développés pour le calcul de cet indicateur permettent de comparer les tendances des populations de limicoles côtiers à différentes échelles géographiques (Site/Façade/National/Quartiers d'hiver ouest européens) et offrent un outil d'évaluation dynamique intégrant l'évolution spatio-temporelle des populations suivies. Cet indicateur devra être adapté pour répondre aux besoins de la DCSMM en le centrant sur l'échelle des SRM pour permettre une évaluation du BEE des populations de limicoles côtiers à cette échelle (définition de seuils). RNF se propose d'ores et déjà pour effectuer ce travail d'adaptation de l'indicateur en lien avec l'équipe DCSMM « oiseaux marins » et ainsi alimenter au mieux la prochaine phase d'évaluation de la DCSMM prévue en 2024.

#### 2.3.3.3. Abondance des oiseaux en mer

Le programme de surveillance des oiseaux en mer permet de répondre à deux critères, l'abondance et la répartition spatiale. La méthodologie pour estimer l'abondance et la répartition spatiale de ces espèces étant la même, ces deux critères sont présentés conjointement.

- a. Abondance des oiseaux en mer à partir des données des campagnes de suivis aériens SAMM

## Suivis

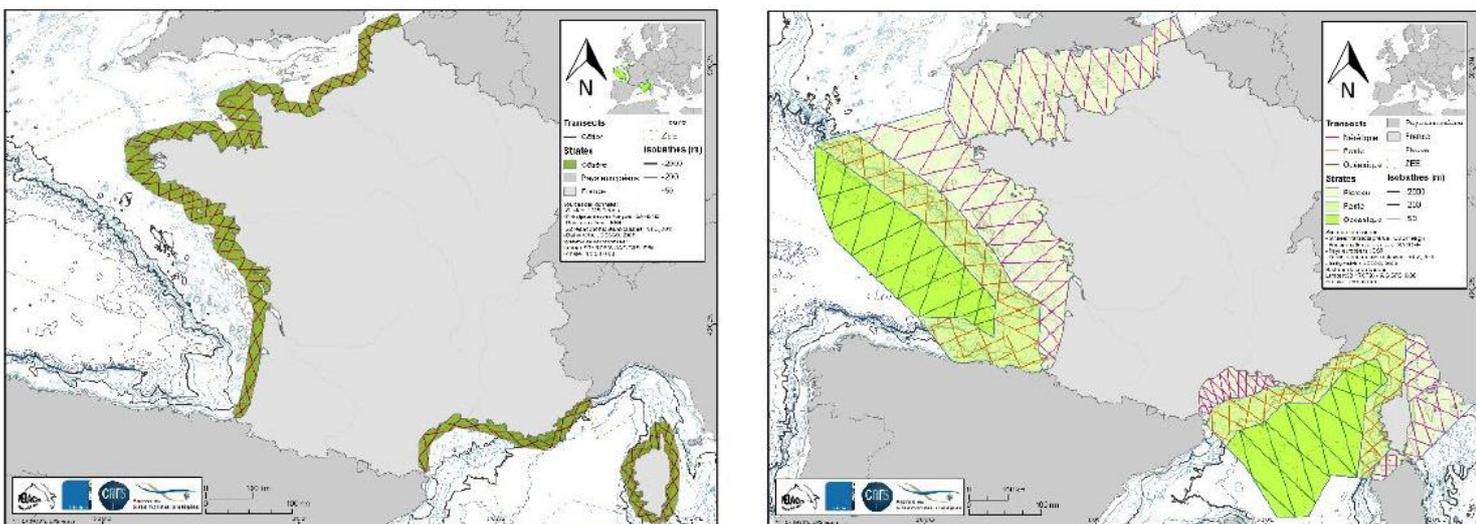
Le critère d'évaluation de l'abondance (D1C2) des oiseaux en mer est basé sur les Suivis Aériens de la Mégafaune Marine (SAMM) dans les eaux marines métropolitaines, réalisés à deux saisons (hiver 2011 et été 2012) afin de prendre en compte la variabilité saisonnière (Pettex *et al.*, 2014, 2017a, 2017b).

Le plan d'échantillonnage a couvert la totalité de la Zone Économique Exclusive (ZEE) métropolitaine étendue aux eaux anglaises et anglo-normandes de la Manche, à une partie des eaux espagnoles dans le sud du golfe de Gascogne, et à une partie des eaux italiennes permettant d'englober l'ensemble du sanctuaire Pelagos (Figure 5). Il s'agit de la première couverture complète des eaux françaises, donc sans référence antérieure permettant d'identifier d'éventuels changements en termes d'abondance.

Un plan d'échantillonnage basé sur des transects linéaires a été réalisé sur trois strates bathymétriques :

- strate néritique : < 200 m de profondeur, correspondant au plateau continental,
- strate de pente : comprise entre 200 et 2 000 m de profondeur sur le talus,
- strate océanique : > 2 000 m correspondant aux plaines abyssales.

A cela, il faut y rajouter une strate côtière se limitant aux eaux territoriales, pour densifier l'effort d'observation dans les sites Natura 2000 existants. Les vols ont été réalisés à vitesse et altitude constantes (respectivement 167 km.h<sup>-1</sup> et 183 m), suivant le protocole



défini par Hammond *et al.* (2013).

**Figure 7** : Plan d'échantillonnage des oiseaux marins lors des campagnes de suivi aérien de la mégafaune marine.

Deux observateurs, embarqués à bord d'avions à ailes hautes et équipés de hublots-bulle permettant une vision à la verticale (Figure 6), notent le nombre d'individus de chaque espèce d'oiseau ou ensemble d'espèces observées dans une bande de 400 m de large (protocole de strip transect).



**Figure 8** : Avion à ailes hautes de type Britten Norman 2 utilisé pour les survols et son hublot bulle.

Toutes les informations sont saisies par une troisième personne, le navigateur, sur un ordinateur équipé du logiciel VOR (Hammond *et al.*, 2013) et relié à un GPS enregistrant la position de l'avion toutes les deux secondes.

Les conditions environnementales (état de la mer, turbidité, transparence de l'eau, couverture nuageuse et éblouissement) sont également renseignées par les observateurs ainsi qu'un indice de détectabilité déterminé de manière subjective par l'observateur (conditions d'observation excellentes, bonnes, moyennes, pauvres) et allant de 0 (conditions d'observations nulles) à 7 (conditions d'observation excellentes).

### **Préparation des données**

Pour l'ensemble des analyses, des regroupements d'espèces ont été effectués (Tableau 11). Ces regroupements reposent sur des critères à la fois morphologiques (espèces proches, difficiles à différencier dans le contexte de l'observation aérienne), écologiques (afin d'obtenir des estimations pour des espèces ou groupes d'espèces qui représentent un enjeu en termes de conservation), ou taxonomiques (plusieurs espèces d'un même genre). Certaines espèces sont clairement identifiées depuis l'avion et peuvent être traitées individuellement.

La stratégie d'analyse repose sur plusieurs approches complémentaires. La première étape a consisté à la vérification de l'ensemble du jeu de données qui se compose des données d'effort de recherche et des observations collectées. Les bases de données obtenues ont été corrigées et validées par l'observatoire Pelagis à l'aide du logiciel FME (Veremes) et ArcGIS 10.2 (ESRI). Après vérification des données, l'effort a été linéarisé et segmenté en secteurs de 5 et 10 km pour les besoins d'analyses.

**Tableau 11** : Description des espèces ou ensembles d'espèces appliqués pour les oiseaux marins

FAMILLE	ESPECES OU ENSEMBLES D'ESPECES	ESPECES ASSOCIEES
Procellariidae	Fulmar boréal	<i>Fulmarus glacialis</i>
	« Petits puffins »	Puffin des Anglais <i>Puffinus puffinus</i> Puffin yelkouan <i>Puffinus yelkouan</i> Puffin des Baléares <i>Puffinus mauretanicus</i>
	« Grands puffins »	Puffin majeur <i>Puffinus gravis</i> Puffin fuligineux <i>Puffinus griseus</i> Puffin cendré <i>Calonectris diomedea</i>
Hydrobatidae	Océanites	Océanite tempête <i>Hydrobates pelagicus</i> Océanite culblanc <i>Hydrobates leucorhous</i> Océanite de Castro <i>Hydrobates castro</i>
Sulidae	Fou de Bassan	<i>Morus bassanus</i>
Phalacrocoracidae	Cormorans	Grand cormoran <i>Phalacrocorax carbo</i> Cormoran huppé <i>Phalacrocorax aristotelis</i>
Stercorariidae	Grand labbe	<i>Catharacta skua</i>
	« Petits labbes »	Labbe à longue queue <i>Stercorarius longicaudus</i> Labbe parasite <i>Stercorarius parasiticus</i> Labbe pomarin <i>Stercorarius pomarinus</i>
Laridae	« Sternes moyennes »	Sterne pierregarin <i>Sterna hirundo</i> Sterne arctique <i>Sterna paradisaea</i>
	Sternes	Sterne naine <i>Sterna albifrons</i> Sterne caugek <i>Thalasseus sandvicensis</i>
	Mouette tridactyle	<i>Rissa tridactyla</i>
	Mouettes	Mouette pygmée <i>Larus minutus</i> Mouette rieuse <i>Larus ridibundus</i> Mouette mélanocéphale <i>Larus melanocephalus</i>
	« Petits goélands gris »	Goéland d'Audouin <i>Larus audouinii</i> Goéland cendré <i>Larus canus</i>
	« Grands goélands gris »	Goéland argenté <i>Larus argentatus</i> Goéland leucophée <i>Larus michahellis</i>
	« Grands goélands noirs »	Goéland marin <i>Larus marinus</i> Goéland brun <i>Larus fuscus</i>
	Goélands sp.	Goélands indéterminés (souvent immatures)
	Laridés sp.	Toutes les espèces de laridés (indéterminées)
Alcidae	Alcidés	Macareux moine <i>Fratercula arctica</i> Guillemot de Troil <i>Uria aalge</i> Pingouin torda <i>Alca torda</i>
Anatidae	Macreuses	Macreuse noire <i>Melanitta nigra</i> Macreuse brune <i>Melanitta fusca</i>
	Eider à duvet	<i>Somateria mollissima</i>
	Oies	Bernache cravant <i>Branta bernicla</i>
Gavidae	Plongeurs	Plongeur catmarin <i>Gavia stellata</i> Plongeur arctique <i>Gavia arctica</i> Plongeur imbrin <i>Gavia immer</i>
Podicipedidae	Grèbes	Grèbe huppé <i>Podiceps cristatus</i> Grèbe jougris <i>Podiceps grisegena</i> Grèbe esclavon <i>Podiceps auritus</i> Grèbe à cou noir <i>Podiceps nigricollis</i>

Un total de 98 610 km de transects a été parcouru au cours des deux campagnes, tous secteurs confondus. Dans 91 % des cas, cette prospection a été réalisée avec un état de la mer inférieure à 4 Beaufort et des conditions considérées *a minima* comme bonnes pour l'un des deux côtés de l'avion et moyennes pour l'autre. Les données relatives à des conditions d'observations jugées mauvaises n'ont pas été prises en compte pour les analyses.

### **Calcul, modèle de densité spatiale**

Un modèle de densité spatiale a été développé (Observatoire Pelagis, Université de La Rochelle) afin de comprendre les relations qui unissent les oiseaux marins avec leur environnement. En appréhendant les stratégies des espèces pour utiliser leurs habitats, il est possible de prédire leur distribution dans les sous-régions marines. Pour cela, plusieurs prédicteurs ont été utilisés : bathymétrie, pente, distance à la côte, distance au canyon comme variables statiques et température de surface moyenne, variance associée, concentration en chlorophylle a (comme proxy de présence de proies et de production primaire) comme variables dynamiques.

Le jeu de données sur lequel est basée la modélisation correspond aux transects coupés en segments de 10 km, auxquels les observations correspondantes sont jointes. Ensuite, chaque centre de segment est associé aux variables environnementales. Il s'agit d'extraire la valeur de la variable sous le centre de chaque segment.

Pour modéliser les relations entre la variable réponse (ici le nombre  $i$  d'individus observés) et les prédicteurs environnementaux, des modèles linéaires généralisés (GAMs) avec une distribution négative binomiale ont été utilisés. La relation entre la variable réponse et les différents prédicteurs est modélisée comme suit (Hastie & Tibshirani, 1990 ; Wood, 2006) :

$$\log(\text{abondance}_i) = \log(2 \times l_i \times esw) + \beta_0 + \sum_{k=1}^p f(x_{ik})$$

Les prédicteurs sont inclus dans le modèle de façon additive, et avec une fonction de lissage  $f(x_{ik})$ , ce qui autorise la modélisation de relations non linéaires. De plus, le modèle tient compte de l'effort (surface prospectée) associé à chaque observation  $2 \times l_i \times esw$ , où  $esw$  et  $l_i$  sont respectivement la largeur effective (200 mètres) et la longueur du segment  $i$ .

Une procédure de sélection de modèles est appliquée pour chaque espèce. Il s'agit de tester tous les modèles, avec une à quatre covariables, puis de choisir le modèle possédant les meilleures performances statistiques, en se basant notamment sur le résultat du critère d'information d'Akaike (AIC).

Enfin, à partir des modèles sélectionnés, une prédiction de la distribution moyenne des espèces dans les sous-régions marines est réalisée, pour les deux saisons échantillonnées, ainsi que son coefficient de variation :

$$\text{coefficient de variation} = \frac{\text{erreur standard}}{\text{prediction}}$$

La prédiction est faite sur une grille de 0,05° de résolution. La moyenne des prédictions quotidiennes permet d'obtenir une prédiction moyenne sur chaque saison. Le modèle est contraint pour ne faire aucune prédiction lorsqu'il n'y a pas de valeur de covariable. Cette procédure permet d'éviter des prédictions irréalistes.

La méthode utilisée n'est pas un krigeage, comme dans le rapport final de SAMM (Pettex *et al.*, 2014), mais un modèle de densité spatiale (DSM – Density Surface Modelling), qui utilise des covariables environnementales pour prédire la densité.

La différence principale avec le krigeage se situe au niveau de l'information utilisée pour faire la prédiction. Le krigeage est une méthode de géostatistique qui se base uniquement sur la distance entre les observations pour faire une prédiction, partant du principe que les voisins se ressemblent, c'est-à-dire que des points proches géographiquement se ressemblent plus que des points éloignés.

Un des problèmes identifiés avec le krigeage est qu'il ne lisse pas suffisamment les données dans certains cas, ce qui donne un aspect très « moucheté » à certaines cartes. L'approche par le modèle DSM réalise un lissage plus fort.

Il est important de souligner que le modèle utilisé n'est pas identique à celui utilisé sur le même jeu de données lors des premières analyses SAMM, et que par conséquent les résultats obtenus sur les abondances estimées sont différents des chiffres précédemment publiés (Pettex *et al.*, 2014, 2017a, 2017b). La méthode retenue pour l'estimation des effectifs peut en effet conduire à l'obtention de résultats très différents. Ainsi, si l'on prend en compte le cas de la Manche, trois approches différentes, avec la même emprise spatiale mais n'appliquant pas le même filtrage des données ou les mêmes facteurs de correction des données, aboutissent à trois estimations d'effectifs en hiver pour les trois espèces d'alcidés regroupées : 240 000 individus (intervalle de confiance à 95 % = 204 500-276 500 ; approche DSM la plus récente, développée et préconisée par Pelagis, utilisée dans la présente analyse), 291 408 individus (intervalle de confiance à 95 % = 261 743-325 835 ; Pettex *et al.*, 2017b), 501 239 à 771 151 individus (intervalles de confiance à 95 % = 336 708-798 571 à 544 652-1 202 326 ; Le Rest *et al.*, 2016). C'est un aspect important à considérer pour les évaluations futures, la comparaison des données recueillies à plusieurs années d'intervalle ne peut se faire qu'en utilisant les mêmes modèles d'estimation des effectifs.

L'évaluation du BEE pourra être réalisée au second cycle en analysant l'évolution des effectifs ainsi calculés entre deux campagnes de survols aériens.

### **Précision de la donnée**

L'identification des oiseaux marins depuis un avion volant à 183 mètres d'altitude reste un exercice très compliqué et dépendant de multiples paramètres comme les conditions d'observations et l'observateur. Très peu d'espèces ont donc pu être identifiées au niveau spécifique. Cette faible précision taxonomique nécessite de faire des regroupements d'espèces sur la base de critères morphologiques. Ainsi, par exemple, il est impossible d'envisager une approche spécifique pour les données concernant les alcidés (guillemot de

Troïl, pingouin torda, macareux moine), mais l'approche reste cohérente à l'échelle du regroupement d'espèces « alcidés ».

Aucun traitement de données n'a été retenu lorsque le nombre d'observation par espèce était trop limité pour permettre des extrapolations fiables. Les incertitudes relatives au traitement de données ont été calculées afin de vérifier la cohérence du modèle. Ces informations sont présentées dans la partie résultats. Seuls les résultats jugés cohérents sont présentés dans ce document.

- b. Abondance des oiseaux en mer à partir des données des campagnes de suivis par bateau (Campagne PELGAS)

### Suivi

Cet indicateur repose sur le programme Megascope incluant les campagnes écosystémiques PELGAS qui ont lieu chaque année au printemps (fin avril-début juin) uniquement dans le Golfe de Gascogne. Dix-sept espèces d’oiseaux en mer sont évaluées par cet indicateur (voir Tableau 6). Contrairement aux données des suivis aériens SAMM, avec une seule couverture des eaux françaises, le jeu de données PELGAS (2004-2016) permet une approche temporelle.

L’indicateur OM\_Abond renseigne la tendance de l’abondance relative des oiseaux en mer dans le golfe de Gascogne uniquement. L’abondance relative est estimée à partir de données collectées selon un protocole de *distance sampling* (Buckland *et al.*, 2015) puis analysées selon le modèle statistique de Royle *et al.* (2004).

Les données utilisées sont issues des campagnes PELGAS (Dorémus 2016) : elles sont bancarisées à l’Observatoire PELAGIS. Tous les traitements statistiques ont été effectués à partir du logiciel R version 3.2.2 (R Core Team 2016). Le détail des opérations effectuées est schématisé sur la figure 8.

Le traitement des données conduit à une unité géographique élémentaire correspondant à des cellules de 0,25° x 0,25°. Ces cellules sont ensuite moyennées sur l’ensemble du Golfe de Gascogne.

### Calcul

L’estimation de l’abondance relative se fait grâce un modèle statistique (*model-based*) intégrant les conditions d’observations (pont d’observation et Beaufort, pour corriger la détectabilité imparfaite des espèces) et des covariables physiques (profondeur, pente bathymétrique, latitude et distance à l’isobathe des 200 mètres) pour prédire l’abondance. Les prédictions du modèle sont ensuite agrégées sur une grille de maille 0,25° x 0,25° par une procédure de lissage dite *block averaging* (Petitgas *et al.*, 2014).

Les prédictions sont exprimées en nombre d’individus par unité de surface (densité). La différence entre deux estimations séparées de 6 ans est le paramètre d’intérêt pour l’évaluation.

Le calcul de l’indicateur se fait de la manière suivante. Pour chaque année, on dispose d’une estimation de la densité et d’une erreur standard d’estimation associée. 10 000 valeurs sont générées selon une loi Gaussienne de moyenne égale à la densité estimée et d’écart-type égal à l’erreur standard associée. Cette opération est faite pour chaque année du jeu de données PELGAS (2004-2016), aboutissant ainsi à 10 000 jeux de données (simulation de type Monte Carlo ; King *et al.*, 2000). Pour chacun de ces jeux de données, un modèle généralisé additif (GAM) est ajusté, puis utilisé pour calculer un différentiel :

$$\Delta = \frac{100}{\hat{D}_{2011}} \times \frac{(\hat{D}_{2016} - \hat{D}_{2011})}{6}$$

10 000 valeurs de ce différentiel sont obtenues *in fine*, ce qui permet d'estimer l'erreur standard associée puis un intervalle de confiance à 80% (correspondant à un seuil de risque alpha de 20%) :

$$IC_{80\%}^{\Delta} = \Delta \pm 1.28 \times \text{Erreur Standard}_{\Delta}$$

Un seuil utilisé pour évaluer les changements d'abondances relatives des oiseaux marins a été recommandé dans le cadre de l'IA 2017 d'OSPAR (<https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/biodiversity-status/marine-birds/bird-abundance/>). Il est en effet recommandé que l'abondance relative annuelle à terre d'une espèce d'oiseau marin soit supérieure à 80 % ou 70 % de l'abondance de référence ('*baseline*') selon que cette espèce pondre un seul ou plus d'un œuf. De plus, si 75 % ou plus des espèces constitutives d'une communauté dans une SRM remplissent cette condition, la communauté est considérée en bon état ('*an assemblage of bird species is considered to be healthy*').

L'indicateur national OM\_Abond s'intéresse à l'abondance en mer des oiseaux marins. Il épouse la même méthodologie qu'un indicateur national similaire dédié aux mammifères marins. Par cohérence méthodologique, le même seuil que pour les mammifères marins est retenu (les jeux de données sont similaires). Ainsi, le différentiel calculé sur le cycle 2011-2016 ne doit pas présenter un déclin supérieur à 3 % , ce qui correspond à un déclin d'environ 0.5 % par an. Le seuil utilisé pour évaluer l'atteinte du BEE sera donc -0.5%. Au vu des imprécisions typiquement obtenues sur des estimations d'abondance, le BEE sera considéré comme atteint si l'intervalle de confiance à 80 % du différentiel inclut la valeur 0 et si la moyenne de l'indicateur est également centrée sur 0.

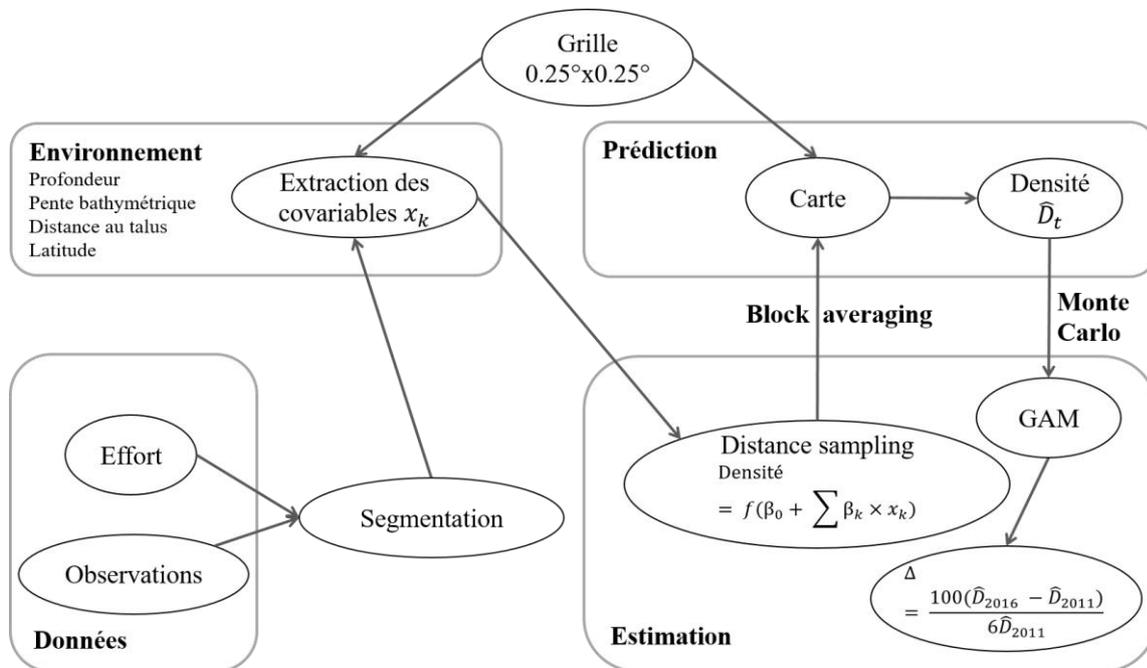
### **Précision de la donnée**

Les incertitudes prises en compte dans le calcul de cet indicateur sont liées à la détection imparfaite des oiseaux dans le milieu naturel. Pour tenir compte de cette détectabilité imparfaite qui dépend de l'écologie des espèces étudiées et des conditions d'observation (hauteur de la plateforme d'observation, état de la mer). Ces conditions ont été incorporées dans l'analyse statistique lors de l'estimation de l'abondance. L'erreur d'estimation liée à l'abondance a été répercutée lors du calcul de l'indicateur au moyen d'une procédure de Monte Carlo (King *et al.*, 2000), qui permet entre autre d'obtenir un intervalle de confiance.

Dans le cas des mammifères marins, le WGMME recommande de fixer l'erreur de Type I (conclure à tort d'un changement d'abondance) à 20 % ( $\alpha = 0,20$ ). Ce seuil a également été retenu dans le calcul de l'intervalle de confiance pour cet indicateur relatif aux oiseaux marins en mer au vu de la proximité méthodologique des indicateurs MM\_Abond et OM\_Abond. L'évaluation de l'indicateur OM\_Abond se fait à partir de son intervalle de confiance : ce dernier doit inclure et être centré sur 0.

L'indicateur OM\_Abond est développé au niveau national. La méthodologie déployée dans le calcul de cet indicateur OM\_Abond repose sur des techniques statistiques avancées (modèle additif généralisé, méthode de Monte Carlo ; King *et al.*, 2000) qui font consensus. Ces techniques permettent de tenir compte des incertitudes d'estimation. Néanmoins, leur

estimation est juste à condition que la spécification des modèles statistiques utilisés soit correcte, une hypothèse qu'il est très difficile de vérifier empiriquement.



**Figure 9** : Ordinoigramme des opérations de traitement nécessaires au calcul de l'indicateur OM\_Abond.

### c. Abondance des oiseaux en mer à partir des suivis côtiers

En Manche – mer du Nord, des données sont disponibles à l'échelle du littoral normand pour les plongeurs et les grèbes, à partir des recensements réalisées en 2001-2002 et 2012-2013, avec une couverture géographique comparable, permettant ainsi une comparaison des effectifs dénombrés (Debout, 2005, 2014). Ces suivis sont réalisés depuis la côte à la longue-vue et permettent d'apporter des informations complémentaires aux suivis réalisés par avion ou par bateau. Ces données descriptives ne permettent pas d'alimenter un indicateur à l'heure actuelle.

#### 2.3.3.4. Répartition spatiale des oiseaux en mer

##### a. Répartition spatiale des oiseaux en mer à partir des données des campagnes de suivis aériens SAMM

Le critère relatif à la distribution spatiale (D1C4) des oiseaux en mer est, comme pour l'abondance, basée sur les Suivis Aériens de la Mégafaune Marine (SAMM) dans les eaux marines métropolitaines, réalisés à deux saisons (hiver 2011 et été 2012) afin de prendre en compte la variabilité saisonnière (Pettex et al. 2014, 2017a, 2017b).

Le plan d'échantillonnage a couvert la totalité de la Zone Économique Exclusive (ZEE) métropolitaine étendue aux eaux anglaises et anglo-normandes de la Manche, à une partie des eaux espagnoles dans le sud du golfe de Gascogne et à une partie des eaux italiennes permettant d'englober l'ensemble du sanctuaire Pelagos (Figure 5). Il s'agit de la première couverture complète des eaux françaises, donc sans référence antérieure permettant d'identifier d'éventuels changements en termes de répartition spatiale. L'évaluation du BEE pourra être réalisée au second cycle en comparant les résultats de la prochaine campagne aérienne avec les résultats présentés dans ce rapport.

La méthodologie pour estimer l'abondance et la répartition spatiale de ces espèces étant la même, ces deux critères ont été présentés conjointement (voir 2.3.3.3 pour les éléments méthodologiques détaillés). Le modèle développé permet de générer des cartes de densité.

##### b. Répartition spatiale des oiseaux en mer à partir des données des campagnes de suivis par bateau PELGAS

### **Suivi**

Cet indicateur repose sur le programme Megascopie, et les campagnes écosystémiques PELGAS qui ont lieu chaque année au printemps (fin avril-début juin) dans le golfe de Gascogne. Dix-sept espèces d'oiseaux marins sont évaluées par cet indicateur (Tableau 10). Ces espèces couvrent l'ensemble des groupes fonctionnels à l'exception des oiseaux herbivores (Tableau 7). Contrairement aux données des suivis aériens SAMM, avec une seule couverture des eaux françaises, le jeu de données PELGAS (2004-2016) permet une approche temporelle.

L'indicateur OM\_Distri renseigne la proportion de l'aire occupée par les oiseaux marins dans le golfe de Gascogne. L'aire occupée est estimée à partir de données collectées selon un protocole de *distance sampling* (Buckland *et al.*, 2015) puis analysées selon un modèle d'occupation (Vieilledent *et al.*, 2014).

Les données utilisées sont issues des campagnes PELGAS (Dorémus, 2016) : elles sont bancarisées à l'Observatoire Pelagis. Tous les traitements statistiques ont été effectués à partir du logiciel R version 3.2.2 (R Core Team 2016). Le détail des opérations effectuées est schématisé sur la figure 9.

Le traitement des données conduit à une unité géographique élémentaire correspondant à des cellules de 0,25° x 0,25°. Ces cellules sont ensuite sommées sur l'ensemble du Golfe de Gascogne pour obtenir l'aire occupée pour chaque espèce chaque année.

### Calcul

L'estimation de l'aire occupée se fait grâce un modèle statistique (*model-based estimate*) intégrant les conditions d'observation (pont d'observation et Beaufort, pour corriger la détectabilité imparfaite des espèces) et des covariables physiques (profondeur, pente bathymétrique, la latitude et la distance à l'isobathe des 200 mètres) pour prédire l'abondance. Les prédictions du modèle sont ensuite agrégées sur une grille de maille 0,25° x 0,25°.

Les prédictions sont exprimées en une probabilité pour une espèce d'oiseau marin d'être présente dans une cellule de taille 0,25° x 0,25°. Ces prédictions sont sommées à l'échelle du Golfe de Gascogne pour obtenir la proportion d'aire occupée par l'espèce chaque année. La différence entre deux estimations séparées de 6 ans est le paramètre d'intérêt pour l'évaluation.

Le calcul de l'indicateur se fait de la manière suivante. Pour chaque année, on dispose d'une estimation de la proportion d'aire occupée (PAO) et d'une erreur standard d'estimation associée. 10 000 valeurs sont générées par la méthode de *Markov chain Monte Carlo*. Cette opération est faite pour chaque année du jeu de données PELGAS (2004-2016), aboutissant ainsi à 10 000 jeux de données. Pour chacun de ces jeux de données, un modèle généralisé additif (GAM) avec une distribution Beta, adaptée à l'analyse des proportions, est ajusté, puis utilisé pour calculer un différentiel :

$$\Delta = 100 \times \frac{(\widehat{PAO}_{2016} - \widehat{PAO}_{2011})}{6}$$

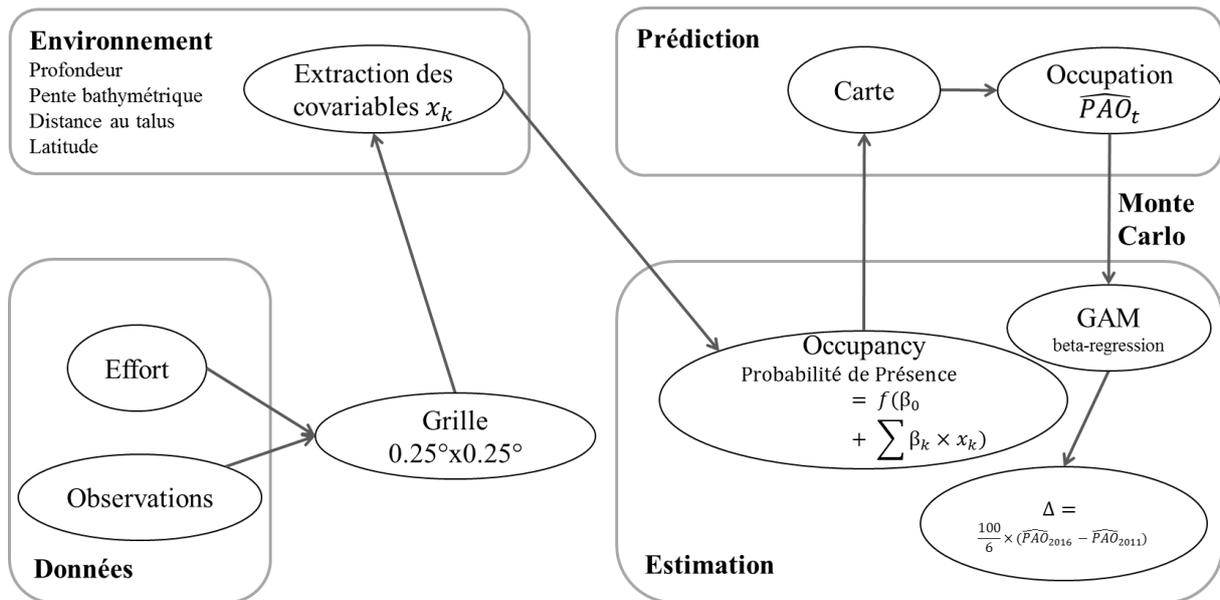
10 000 valeurs de ce différentiel sont obtenues *in fine*, ce qui permet d'estimer l'erreur standard associée puis un intervalle de confiance à 80 % (correspondant à un seuil de risque alpha de 20%) :

$$IC_{80\%}^{\Delta} = \Delta \pm 1.28 \times \text{Erreur Standard}_{\Delta}$$

Un seuil est utilisé pour évaluer les changements annuels moyens de la proportion de l'aire occupée par l'espèce : le différentiel calculé sur le cycle 2011-2016 ne doit pas être négatif ; c'est-à-dire la borne supérieure de l'intervalle de confiance à 80% du différentiel doit être supérieure à 0 %.

**Tableau 12** : Espèces considérées dans l'évaluation des indicateurs OM\_Abond et OM\_Distri.

Nom	Espèce	Famille	Oiseaux marins de surface	Oiseaux plongeurs pélagiques	Œufs
Fulmar boréal	<i>Fulmarus glacialis</i>	Procellariidés	X		1
Puffin des Anglais	<i>Puffinus puffinus</i>		X		1
Puffin des Baléares	<i>Puffinus mauretanicus</i>		X		1
Océanite tempête	<i>Hydrobates pelagicus</i>		X		1
Fou de Bassan	<i>Morus bassanus</i>	Sulidés		X	1
Grand cormoran	<i>Phalacrocorax carbo</i>	Phalacrocoracidés		X	>1
Cormoran huppé	<i>Phalacrocorax aristotelis</i>			X	>1
Labbe parasite	<i>Stercorarius parasiticus</i>	Stercoraridés	X		>1
Grand labbe	<i>Stercorarius skua</i>		X		>1
Goéland marin	<i>Larus marinus</i>	Laridés	X		>1
Goéland argenté	<i>Larus argentatus</i>		X		>1
Goéland brun	<i>Larus fuscus</i>		X		>1
Mouette tridactyle	<i>Rissa tridactyla</i>		X		>1
Sterne pierregarin	<i>Sterna hirundo</i>		X		>1
Sterne caugek	<i>Sterna sandvicensis</i>		X		>1
Pingouin torda	<i>Alca torda</i>		Alcidés		X
Guillemot de Troil	<i>Uria aalge</i>			X	>1



**Figure 10 :** Ordinoigramme des opérations de traitement nécessaires au calcul de l'indicateur OM\_Distri.

### Précision de la donnée

Les incertitudes prises en compte dans le calcul de cet indicateur sont liées à la détection imparfaite des individus dans le milieu naturel. Pour tenir compte de cette détectabilité imparfaite qui dépend de l'écologie des espèces étudiées et des conditions d'observations (état de la mer), ces conditions ont été incorporées dans l'analyse statistique lors de l'estimation de la probabilité de présence. L'erreur d'estimation liée à la présence a été répercutée lors du calcul de l'indicateur au moyen d'une procédure de Monte Carlo (King *et al.*, 2000), qui permet entre autre d'obtenir un intervalle de confiance.

Dans le cas des mammifères marins, le WGMME recommande de fixer l'erreur de Type I (conclure à tort d'un changement de distribution) à 20 % ( $\alpha = 0,20$ ). Bien qu'il soit ici question d'oiseaux marins, le même seuil a été retenu dans le calcul de l'intervalle de confiance. L'évaluation de l'indicateur se fait à partir de la borne supérieure de cet intervalle : elle doit être supérieure à 0 %. Dans le cas contraire, il n'est pas possible d'exclure la possibilité d'une diminution de l'aire de répartition de l'espèce pendant le cycle. Ces recommandations ont été également suivies pour l'évaluation des oiseaux marins.

OSPAR définit le niveau de confiance dans l'évaluation à dire d'expert en analysant la robustesse du jeu de données et le consensus autour de la méthodologie. L'indicateur OM\_Distri est développé au niveau national et n'a donc pas pu bénéficier d'une évaluation par OSPAR. La méthodologie déployée dans le calcul de l'indicateur OM\_Distri repose sur des techniques statistiques avancées (modèle additif généralisé, régression « Beta », méthode de Monte Carlo ; King *et al.*, 2000) qui font consensus pour l'analyse des données. Ces techniques permettent de tenir compte des incertitudes d'estimations. Néanmoins leur estimation est juste sous condition que la spécification des modèles statistiques utilisés soit correcte, une hypothèse qu'il est très difficile de vérifier empiriquement.

#### 2.3.4 Méthode d'évaluation du succès reproducteur des oiseaux marins nicheurs

L'indicateur OSPAR B3 « succès reproducteur des oiseaux marins » contribue à l'évaluation de l'état des populations d'oiseaux marins et à l'évaluation du bon état écologique pour la DCSMM (critère D1C3 Caractéristiques démographiques des populations : taux de fécondité, structure âge/taille des populations). L'indicateur « échec reproducteur des oiseaux marins » est utilisé quant à lui pour le critère D4C4 Productivité des espèces du réseau trophique, à savoir la performance des espèces prédatrices clés, sur la base de leur reproduction par unité de biomasse.

Cet indicateur concerne les espèces nicheuses des différentes sous-régions marines. La production en jeunes est définie par le nombre moyen de jeunes à l'envol par couple nicheur. Le taux de succès, et à l'inverse le taux d'échec, sont définis respectivement par la proportion des couples nicheurs qui élèvent au moins un jeune à l'envol ou qui échouent dans leur reproduction.

À l'échelle du littoral français, il existe très peu de longues séries temporelles relatives aux performances de reproduction des oiseaux marins. Néanmoins, des suivis spécifiques ont été développés depuis quelques décennies sur certaines espèces (Cadiou, 2015 ; Quintenne *et al.*, 2016).

Les changements de niveau de production en jeunes peuvent refléter des changements des conditions environnementales, comme par exemple des modifications de l'abondance des ressources alimentaires, en lien ou non avec les activités de pêche. Mais les variations de la production en jeunes des oiseaux marins sont aussi étroitement liées au phénomène de prédation intra et interspécifique, qui peuvent conduire dans certains cas à des échecs massifs de la reproduction dans certaines colonies. Par conséquent, le succès reproducteur serait un indicateur fiable de l'atteinte du bon état écologique, surtout dans les zones où les espèces sont en compétition pour l'alimentation avec les activités de pêche (Cook *et al.*, 2014) ou toute autre zone avec une perturbation humaine, une contamination ou une prédation par une espèce invasive.

Il convient aussi de rappeler que les oiseaux marins sont des espèces longévives à maturité sexuelle tardive, et que l'évolution numérique de leurs populations est beaucoup plus dépendante des variations du taux de survie des oiseaux que des variations de la production en jeunes.

#### **Suivi :**

Un suivi annuel d'un ensemble de colonies témoins d'espèces nicheuses est nécessaire pour le calcul de l'indicateur B3. Un travail est en cours pour définir une stratégie d'échantillonnage sur le littoral français, à partir du cas du cormoran huppé et des sternes, espèces faisant l'objet d'un suivi sur un certain nombre de colonies. Comme pour les effectifs nicheurs, la méthode pour suivre le succès reproducteur doit être adaptée à chaque espèce (Walsh *et al.* 1995). Le suivi se fait à l'échelle de l'ensemble d'une colonie ou à

l'échelle d'un échantillon de nids. Selon les cas, le suivi peut être réalisé sur l'ensemble de la saison de reproduction sur une base hebdomadaire, depuis l'installation des premiers couples nicheurs jusqu'à l'envol des derniers jeunes, ou bien être réalisé avec un nombre de visites beaucoup plus réduits, mais à des périodes clés pour obtenir une estimation correcte de la production.

Chez certaines espèces, comme les sternes, il est fréquent que l'ensemble d'une colonie échoue et soit désertée après une première série de pontes. Ces reproducteurs en échec peuvent alors se déplacer vers une autre localité, plus ou moins éloignée de la première, pour faire une ponte de remplacement. Cependant, les reports liés à de tels échecs sont difficiles à identifier de manière certaine, et il est donc impossible de considérer uniquement la performance de reproduction des couples après leur ponte de remplacement pour le calcul, pour avoir une estimation de la production en jeune par couple à l'échelle de la population nicheuse concernée. Par conséquent, toutes les données collectées durant l'ensemble de la saison de reproduction sont prises en compte, et le calcul effectué est une estimation de la production en jeunes par ponte initiée, un même couple pouvant être pris en compte deux fois s'il a fait une ponte de remplacement.

### **Calcul :**

Le calcul de l'indicateur nécessite des séries temporelles du succès reproducteur annuel moyen par espèce et par sous-région marine. Les valeurs manquantes peuvent être estimées par un modèle linéaire généralisé (GLM, Cook *et al.*, 2011, 2014a). Le nombre de jeunes à l'envol par couple est comptabilisé dans un échantillon de la population nicheuse, et les résultats sont agrégés pour obtenir une moyenne annuelle par espèce et sous-région marine.

Le seuil de production inférieur ou égal à 0,1 jeune par couple par an est pris en compte pour caractériser un échec massif de la reproduction pour la colonie et l'espèce considérées. Le pourcentage annuel de colonies qui enregistrent un échec massif de la reproduction ne doit pas excéder, durant 3 ans ou plus sur un cycle de 6 ans, le pourcentage moyen de colonies en échec durant les 15 années précédentes, ou 5 % des colonies suivies, selon la valeur qui est la plus élevée (ICES, 2015).

À l'échelle française, il existe très peu d'espèces pour lesquelles des données sur la production en jeunes ont été collectées durant une période de 15 ans, hormis quelques cas, le plus souvent à l'échelle de quelques colonies mais pas à l'échelle d'une SRM.

Les données prises en compte pour le présent rapportage proviennent des suivis coordonnés qui existent dans certaines régions, principalement les données de l'observatoire régional des oiseaux marins en Bretagne, collectées depuis les années 1990 ou 2000 selon les espèces (<http://www.observatoire-biodiversite-bretagne.fr/Espace-documentaire/rapports-d-actions/Observatoire-des-oiseaux-marins-en-Bretagne>). Il existe d'autres données, mais sur des pas de temps beaucoup plus réduits : observatoire des oiseaux marins et côtier de Manche – mer du Nord, depuis 2014 (<http://www.oiseaux->

[manche.org/accueil/observatoire/loutil](http://manche.org/accueil/observatoire/loutil)), et programme Life Envoll sur le littoral méditerranéen, depuis 2014 également (<http://www.life-envoll.eu/>).

### **Précision de la donnée**

La précision de la donnée sur la production en jeunes dépend à la fois du cycle de reproduction de l'espèce considérée (pontes, et donc, envols synchrones comme chez le fulmar boréal, ou à l'inverse, pontes, et donc envols très étalés dans la saison comme chez le cormoran huppé) et de la fréquence des comptages réalisés sur la colonie d'étude (suivis sur une base hebdomadaire ou sur un pas de temps plus espacé).

Le nombre d'espèces et de colonies suivies annuellement sont très variable, et les données collectées peuvent ne concerner qu'une fraction très réduite de la population nicheuse à l'échelle nationale. L'étude en cours sur la définition d'une stratégie nationale d'échantillonnage doit permettre de définir des échelles spatiales et des tailles d'échantillons d'étude adéquates selon les espèces pour être représentatif des sous-régions étudiées et pour évaluer les variations de la production en jeunes.

#### 2.3.5 Etendue et état des habitats (critère D1C5)

Ce critère n'est pas renseigné car aucun indicateur n'est développé actuellement.

#### 2.3.6 Incertitude des résultats de l'évaluation

L'évaluation des incertitudes sur les résultats de l'évaluation est réalisée, à dire d'expert, pour chaque indicateur utilisé dans le cadre de l'évaluation du descripteur 1 « Oiseaux marins », et se base sur l'échelle de confiance proposée dans l'évaluation intermédiaire OSPAR 2017. Le tableau 13 présente le niveau de confiance évalué au regard de la qualité des données d'une part, et de la maturité scientifique de la méthodologie d'autre part. La maturité de la méthodologie reflète les incertitudes techniques et méthodologiques : son évaluation repose sur le niveau de consensus entre experts du domaine sur les analyses à mettre en œuvre, et sur l'existence de publications scientifiques dans des revues à comité de lecture.

Tableau 13 : Niveau de confiance associé à chaque indicateur utilisé pour l'évaluation 2018 du descripteur 1 « Oiseaux marins)

<b>Indicateurs évalués</b>	<b>Qualité des données</b>	<b>Maturité de la méthodologie</b>
<b>OSPAR B1</b>	Moyenne	Bonne
<b>OM_Abond</b>	Moyenne	Moyenne
<b>OSPAR B3</b>	Moyenne	Moyenne
<b>OM_Distri</b>	Moyenne	Faible-Moyenne

### 3. Résultats

#### 3.1. SRM Manche – mer du Nord et SRM mers Celtiques

##### 3.1.1 Abondance des oiseaux marins nicheurs

Dans la SRM Manche – mer du Nord, 15 espèces nicheuses sont dénombrées, mouette rieuse incluse (Tableau 14).

Les évolutions numériques durant les dernières décennies sont positives pour la majorité des espèces, à l'exception du fulmar boréal, du grand cormoran et du goéland cendré, dont les effectifs sont aujourd'hui plus réduits qu'à la fin des années 1980. Pour le goéland argenté et la mouette tridactyle, la situation reste positive par rapport à la fin des années 1980, mais des réductions d'effectifs ont été enregistrées sur la période récente. Les populations de sternes caugek et de sternes naine sont considérées en BEE malgré le déclin récent des effectifs depuis 2010 car indépendamment de ces fluctuations intermédiaires, ces espèces n'étaient pas nicheuses avant 1998.

**Tableau 14** : Évolution des effectifs d'oiseaux marins nicheurs dans la SRM Manche – mer du Nord.

Espèces	Oeufs	1988	tx-évol	1998	tx-évol	2010	tx-évol	2016	BEE
Fulmar boréal	1	825	-1 %	820	-35 %	535	?	?	
Fou de Bassan	>1	0	_	0	_	5	?	?	
Grand cormoran	>1	1210	7 %	1290	-7 %	1195	-21 %	940	
Cormoran huppé	>1	475	122 %	1055	17 %	1230	34 %	_ (1)	
Mouette mélanocéphale	>1	0	_	10	5000 %	510	?	?	
Mouette rieuse	>1	?	?	?	?	2210	?	?	
Goéland cendré	>1	15	-100 %	0	_	30	-67 %	10	
Goéland brun	>1	645	-18 %	530	332 %	2290	?	?	
Goéland argenté	>1	19830	15 %	22835	-10 %	20630	?	?	
Goéland marin	>1	430	127 %	975	98 %	1930	?	?	
Mouette tridactyle	>1	1530	192 %	4460	-12 %	3935	1 %	3965	
Sterne caugek	>1	0	_	450	91 %	860	-62 %	330	
Sterne de Dougall	>1	0	_	0	_	5	_	0	
Sterne pierregarin	>1	20	175 %	55	1482 %	870	26 %	1100	
Sterne naine	>1	0	_	45	267 %	165	-58 %	70	

« \_ » taux d'accroissement non calculable ; « ? » pas de données disponibles pour l'actualisation des effectifs. BEE = considéré comme atteint en vert, non atteint en rouge, et non évalué en gris. Effectifs en nombre de couples nicheurs, valeurs arrondies, pour les périodes 1987-1989, 1997-2001, 2009-2012 et 2015-2016 ; (1) le taux d'évolution entre 2010 et 2016 est obtenu à partir de colonies témoins (il existe une donnée, mais non comparable car effectifs partiels d'une colonie témoin).

En mers Celtiques, 17 espèces nicheuses sont dénombrées (Tableau 12).

**Tableau 15** : évolution des effectifs d'oiseaux marins nicheurs en mers Celtiques.

Espèces	Oeufs	1988	tx-évol	1998	tx-évol	2010	tx-évol	2016	BEE
Fulmar boréal	1	170	91 %	325	3 %	335	4 %	_ (1)	
Puffin des Anglais	1	105	81 %	190	8 %	205	51 %	310	
Océanite tempête	1	230	228 %	755	14 %	860	29 %	1110	
Fou de Bassan	>1	6500	133 %	15120	48 %	22395	-10 %	20155	
Grand cormoran	>1	380	63 %	620	6 %	660	11 %	735	
Cormoran huppé	>1	2820	43 %	4030	18 %	4760	-8 %	_ (1)	
Goéland brun	>1	11990	-4 %	11495	-50 %	5785	?	?	
Goéland argenté	>1	35660	-29 %	25425	-46 %	13760	-11 %	_ (1)	
Goéland marin	>1	1560	41 %	2200	6 %	2335	?	?	
Mouette tridactyle	>1	1680	-41 %	985	-3 %	960	?	?	
Sterne caugek	>1	1560	-96 %	60	167 %	160	-78 %	35	
Sterne de Dougall	>1	110	-27 %	80	-94 %	5	0 %	5	
Sterne pierregarin	>1	980	-49 %	495	-19 %	400	21 %	485	
Sterne naine	>1	50	-20 %	40	63 %	65	46 %	95	
Guillemot de Troïl	>1	345	-28 %	250	24 %	310	18 %	365	(2)
Pingouin torda	1	40	-38 %	25	60 %	40	113 %	85	(2)
Macareux moine	1	245	4 %	255	-29 %	180	-28 %	130	

« \_ » taux d'accroissement non calculable ; « ? » pas de données disponibles pour l'actualisation des effectifs. BEE = considéré comme atteint en vert, non atteint en rouge, et non évalué en gris.

Effectifs en nombre de couples nicheurs, valeurs arrondies, pour les périodes 1987-1989, 1997-2001, 2009-2012 et 2015-2016 ; (1) le taux d'évolution entre 2010 et 2016 est obtenu à partir de colonies témoins (il existe une donnée, mais non comparable car effectifs partiels d'une colonie témoin). (2) évaluation à dire d'expert du fait du déclin connu des populations dans les années 1960-80.

Les évolutions numériques durant les dernières décennies sont variables selon les espèces et au sein des différents groupes d'espèces. Les espèces montrant une réduction des effectifs depuis la fin des années 1980 sont le goéland brun, le goéland argenté, la mouette tridactyle, la sterne caugek, la sterne de Dougall, la sterne pierregarin et le macareux moine, pour ces espèces le BEE n'est pas atteint. Pour les sternes, la situation actuelle résulte de la prédation exercée sur la colonie plurispécifique de l'île aux Dames, en baie de Morlaix, autrefois site majeur pour ces espèces. Les oiseaux se sont réimplantés par la suite dans d'autres colonies, et notamment l'île aux Moutons, dans l'archipel de Glénan, dans la partie nord de la sous-région marine Golfe de Gascogne. Pour les alcidés, il faut rappeler qu'un déclin des populations a été enregistré dans les années 1960-1980, pour partie lié aux marées noires survenues en Manche, et que la comparaison entre les effectifs récents et ceux de la fin des années 1980 masque cette évolution antérieure. C'est pourquoi

le bon état écologique a été considéré comme non atteint pour les guillemots de Troil et le pingouin torda.

### 3.1.2 Abondance des limicoles côtiers hivernants

Pour les 12 espèces considérées, les effectifs en période de migration et d'hivernage dans les SRM Manche – mer du Nord et mers Celtiques sont stables pour 9 espèces (huîtrier pie, avocette élégante, grand gravelot, pluvier argenté, bécasseau maubèche, bécasseau variable, barge à queue noire, barge rousse, chevalier gambette) et en augmentation pour 3 espèces (bécasseau sanderling, courlis cendré, tournepiere à collier) (voir fiches détaillées en annexes). Cependant, le calcul de l'indicateur a été fait selon 3 façades et la façade Manche - mer du Nord regroupe les deux SRM Manche - mer du Nord et mers Celtiques.

Les seuils d'atteinte du bon état écologique n'étant actuellement pas définis pour ces échassiers en période de migration et d'hivernage, il n'est pas possible d'aller au-delà de ces résultats de tendance du taux de croissance.

### 3.1.3 Abondance des oiseaux en mer

#### 3.1.3.1. Données des campagnes de suivis aériens SAMM

Les abondances estimées avec le modèle de densité spatiale des oiseaux observés lors du suivi SAMM dans les SRM Manche - mer du Nord et mers Celtiques sont notées dans le tableau 16.

Les espèces les plus abondantes dans les SRM Manche – mer du Nord et mers Celtiques par ordre décroissant sont les fous de Bassan, les mouettes tridactyles, les goélands gris et les fulmars avec une fluctuation saisonnière pour toutes les espèces. Huit ensembles d'espèces ne sont présents sur cette façade qu'à une seule saison.

**Tableau 16** : Abondance estimée (nombre d'individus) des oiseaux observés en mer lors des survols aériens en Manche – mer du Nord et mers Celtiques en hiver 2011 et été 2012.

GROUPES D'ESPECES	ESPECES		HIVER 2011	ÉTE 2012
Goélands gris	<i>Larus argentatus</i> <i>Larus michahellis</i>	Goéland argenté Goéland leucophée	12 690	27 000
Petits goélands gris	<i>Larus canus</i>	Goéland cendré	1 486	–
Goélands noirs	<i>Larus fuscus</i>	Goéland brun	53	4 700
	<i>Larus marinus</i>	Goéland marin	2 267	888
Mouettes	<i>Larus minutus</i>	Mouette pygmée	3 517	–
	<i>Larus ridibundus</i>	Mouette rieuse	756	–
	<i>Rissa tridactyla</i>	Mouette tridactyle	27 249	354
Petits puffins	<i>Puffinus puffinus</i> <i>Puffinus mauretanicus</i>	Puffin des anglais Puffin des baléares	–	3 500
Fulmars	<i>Fulmarus glacialis</i>	Fulmar boréal	22 049	1 369
Grands labbes	<i>Catharacta skua</i>	Grand labbe	1 062	626
Sternes	<i>Sterna sandvicensis</i>	Sterne caugek	–	2 652
	<i>Sterna hirundo</i>	Sterne pierregarin	–	9 351
	<i>Sterna paradisaea</i>	Sterne arctique	–	–
Plongeurs	<i>Gavia stellata</i> <i>Gavia arctica</i> <i>Gavia immer</i>	Plongeur catmarin Plongeur arctique Plongeur imbrin	8 266	–
Fous de Bassan	<i>Morus bassanus</i>	Fou de bassan	92 700	53 665
Océanites	<i>Hydrobates pelagicus</i>	Petrel tempête	–	–
	<i>Hydrobates leucorhous</i>	Petrel cul-blanc	2 082	–
	<i>Hydrobates castro</i>	Petrel de castro	–	–
Cormorans	<i>Phalacrocorax carbo</i>	Grand cormoran	5 312	7 850
	<i>Phalacrocorax aristotelis</i>	Cormoran huppé	–	–
Alcidés	<i>Fratercula arctica</i>	Macareux moine	–	–
	<i>Uria aalge</i>	Guillemot de Troil	240 000	56 620
	<i>Alca torda</i>	Pingouin torda	–	–

### 3.1.3.2. Données des suivis côtiers des plongeurs et grèbes

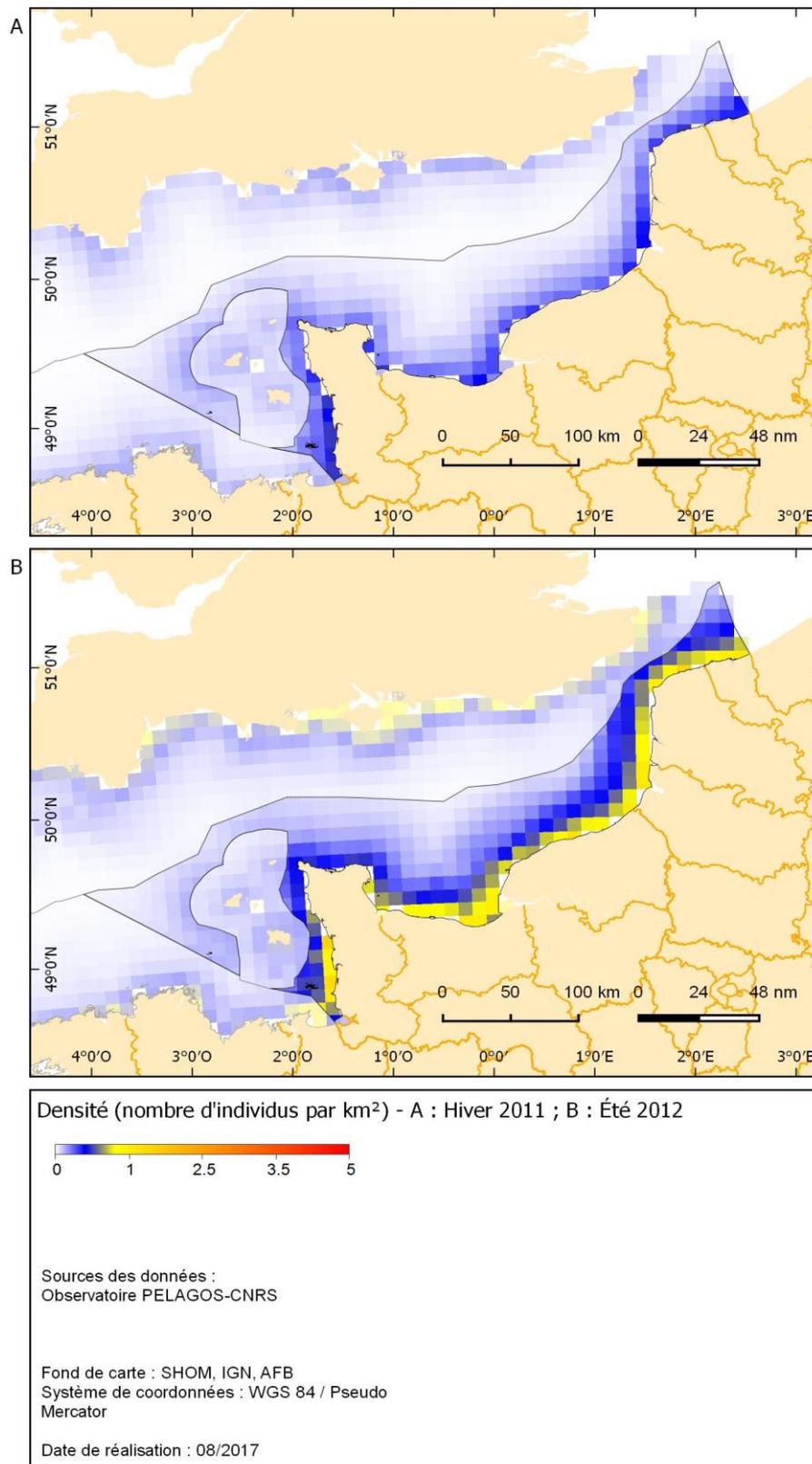
Dans la SRM Manche – mer du Nord, des données sont disponibles à l'échelle du littoral normand pour les plongeurs et les grèbes, à partir des recensements réalisées en 2001-2002 et 2012-2013, avec une couverture géographique comparable, permettant ainsi une comparaison des effectifs dénombrés (Debout, 2005, 2014). Pour les plongeurs, les résultats de ces recensements mettent en évidence un accroissement des effectifs de plongeurs arctiques (+ 49 %), une baisse des effectifs de plongeurs imbrins (- 71 %), et une relative stabilité des effectifs de plongeurs catmarins (+ 11 %). Pour les grèbes, les résultats de ces recensements mettent en évidence une baisse des effectifs de grèbes huppés (-63 %), une baisse des effectifs de grèbes esclavons (-48 %), et une augmentation des effectifs de grèbes à cou noir (+42 %). Cependant, compte tenu des fluctuations interannuelles qui existent très probablement en termes de répartition spatiotemporelle de ces espèces sur le littoral, il n'est pas possible d'en déduire si les évolutions numériques observées à l'échelle d'une décennie traduisent, ou pas, des tendances significatives à long terme.

### 3.1.4 Répartition spatiale des oiseaux en mer

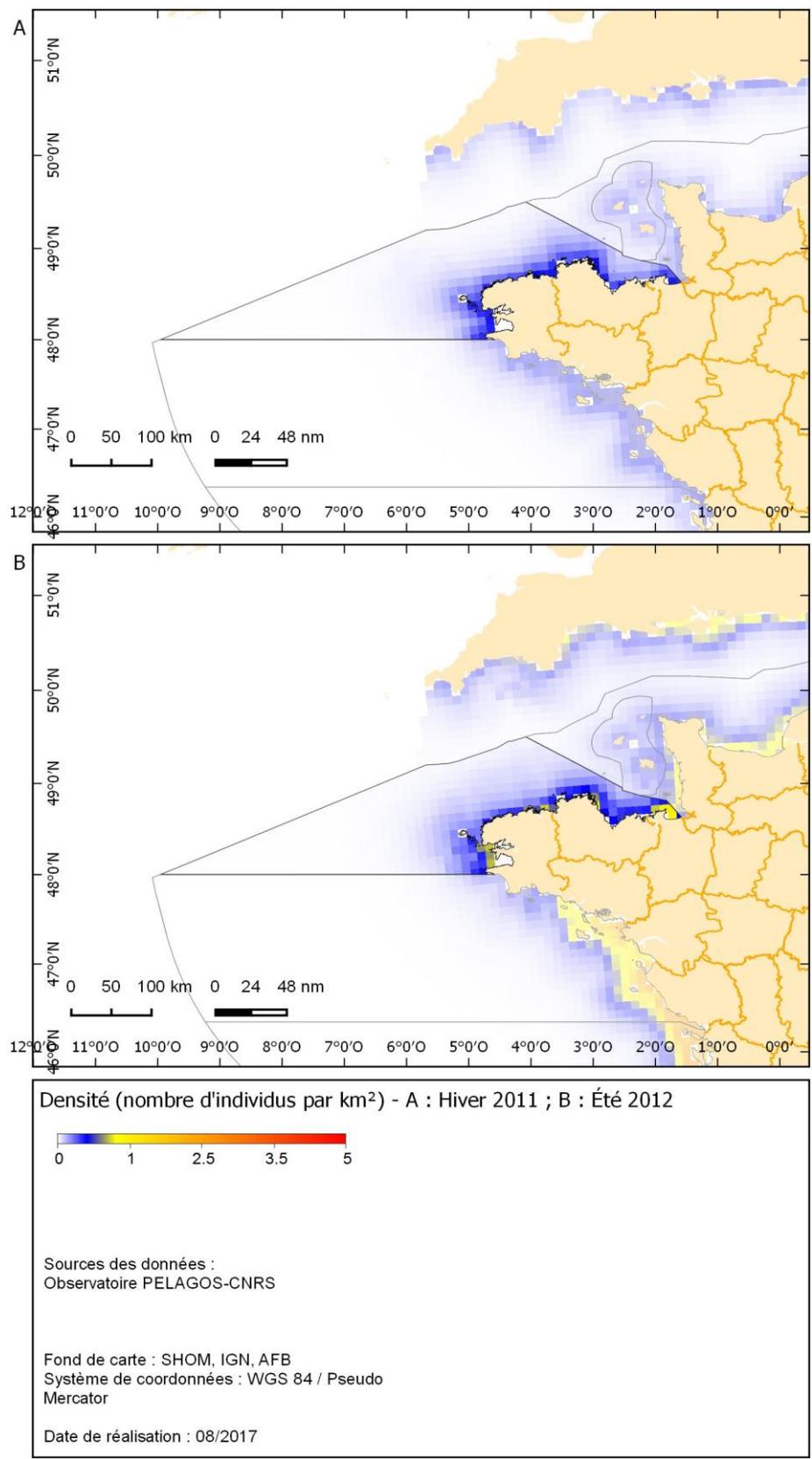
Les cartes de répartition spatiale des oiseaux en mer ont été obtenues à partir des données des campagnes aériennes SAMM et constituent l'état des lieux actuel qui servira de base de référence pour les comparaisons avec les prochaines campagnes aériennes.

## Les Goélands

- Goélands gris - *Larus argentatus* & *Larus michahellis*

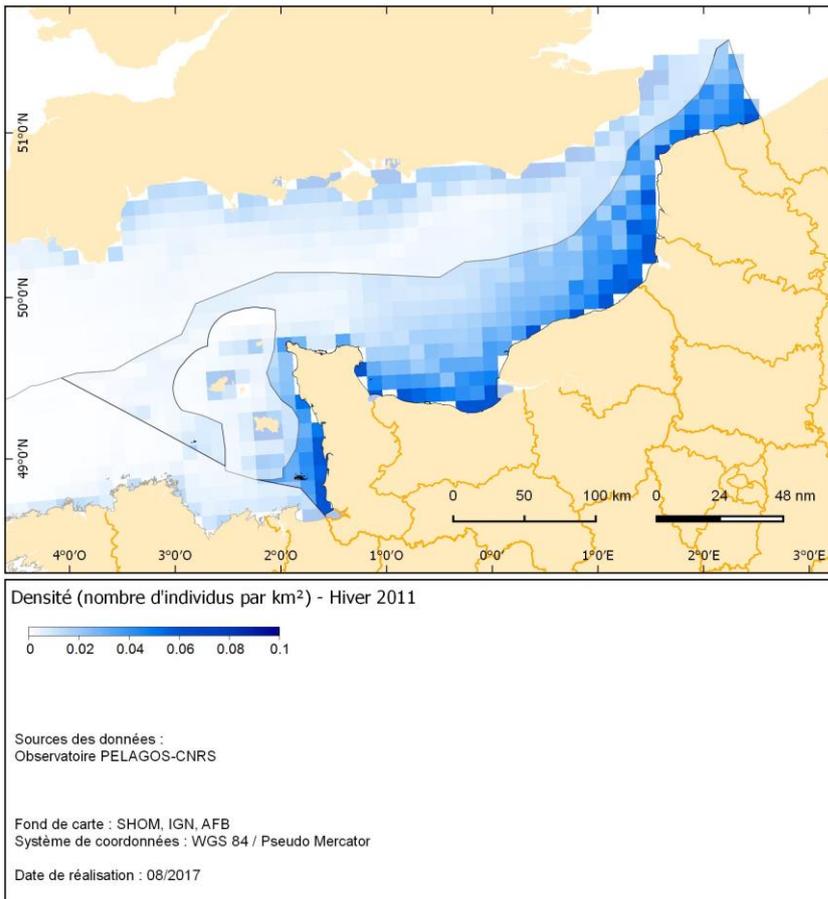


**Figure 11 a:** Nombre d'individus par km<sup>2</sup> de goélands gris (*Larus argentatus* et *Larus michahellis*) dans la SRM Manche – mer du Nord en hiver 2011 (A) et été 2012 (B).

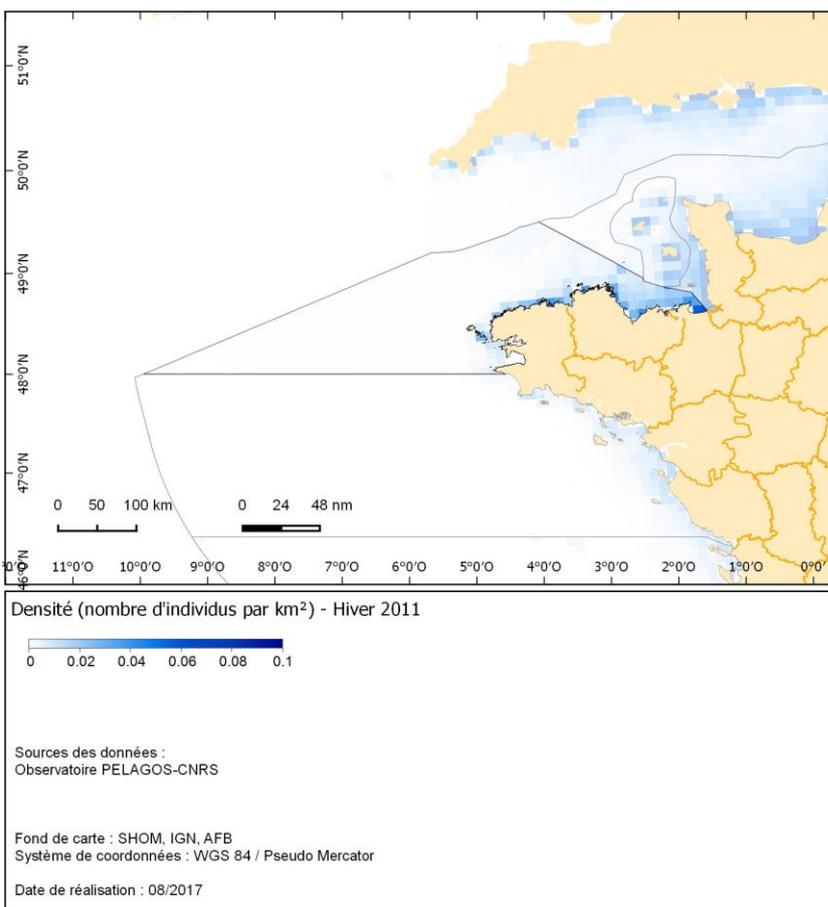


**Figure 11 b:** Nombre d'individus par km<sup>2</sup> de goélands gris (*Larus argentatus* et *Larus michahellis*) dans la SRM Mers celtiques en hiver 2011 (A) et été 2012 (B).

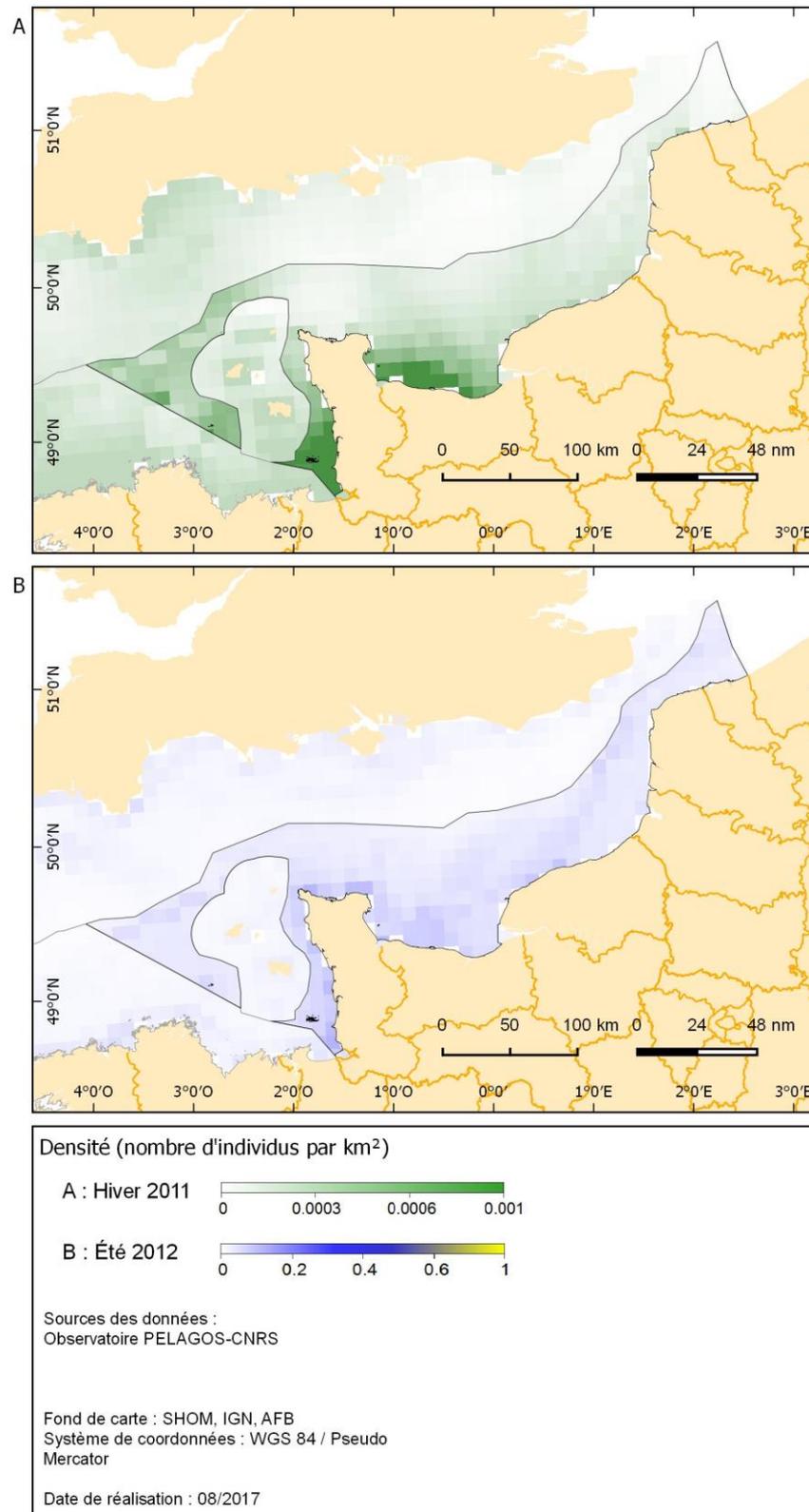
- Petits goélands gris - *Larus canus*



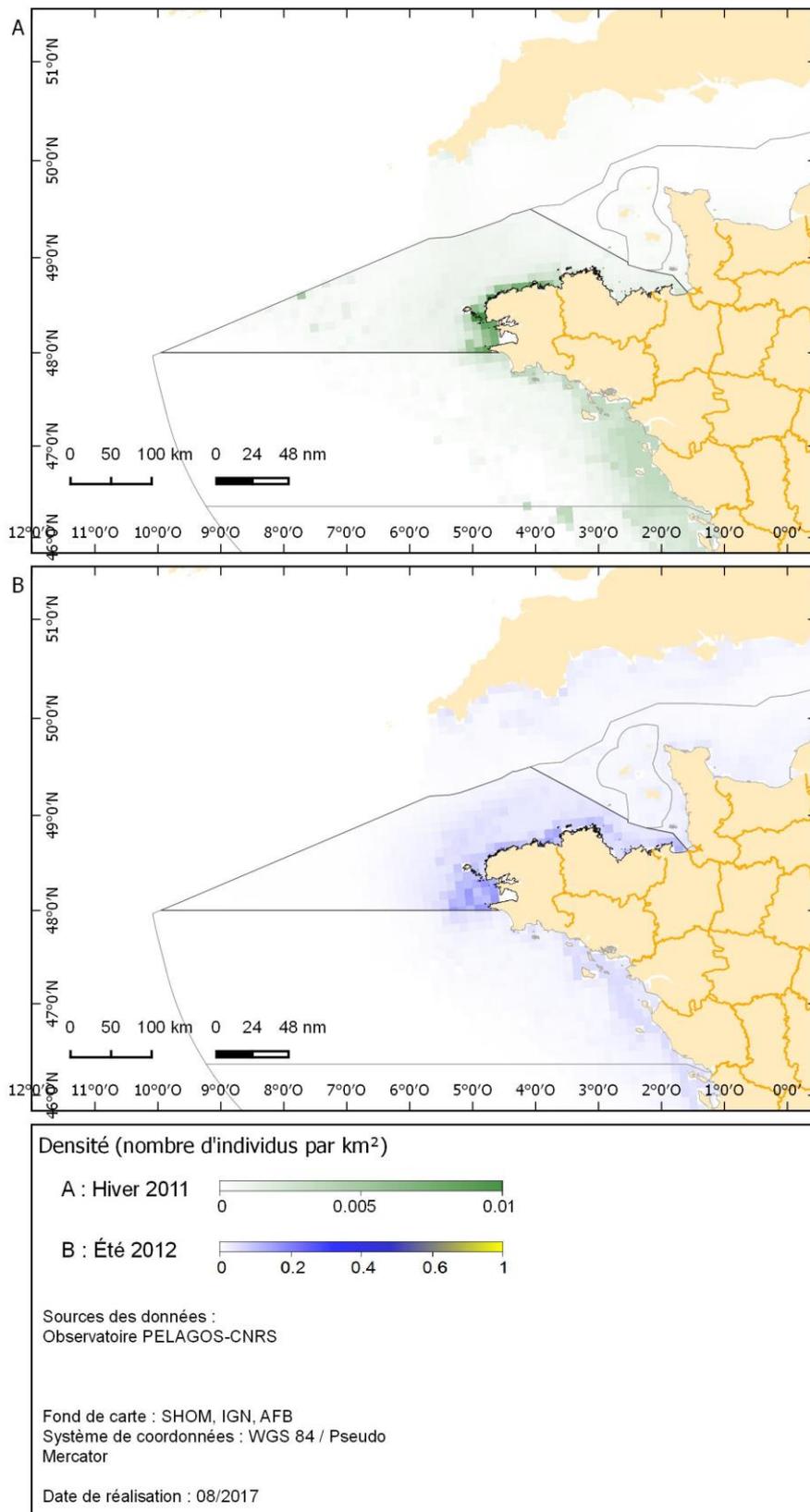
**Figure 12 :** Nombre d'individus par km<sup>2</sup> de petits goélands gris *Larus canus* dans les SRM Manche – mer du Nord (en haut) et mers Celtiques (en bas) en hiver 2011



- Goélands noirs  
- *Larus fuscus*

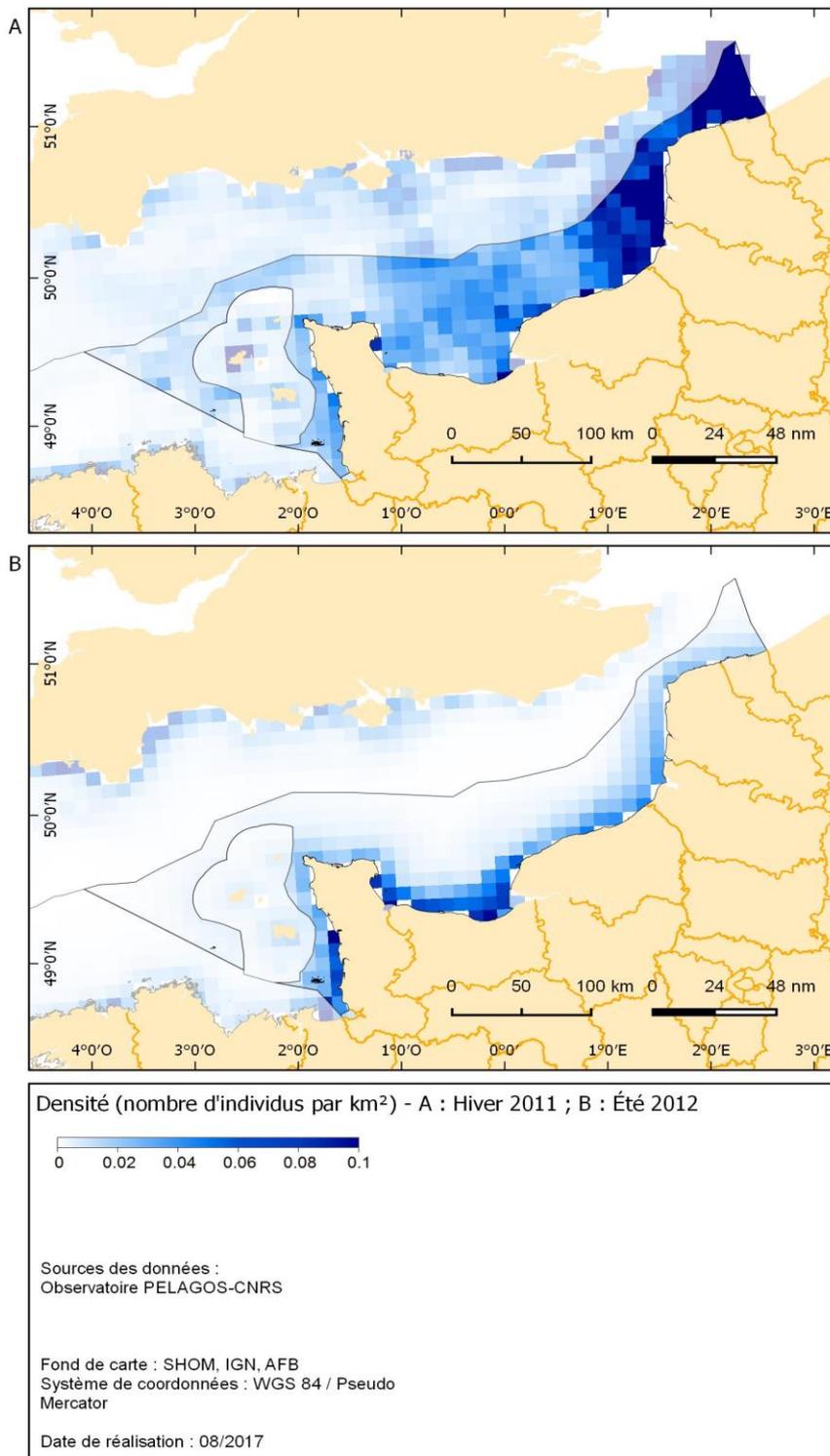


**Figure 13 a :** Nombre d'individus par km<sup>2</sup> de goélands bruns *Larus fuscus* dans la SRM Manche – mer du Nord en hiver 2011 (A) et été 2012 (B).

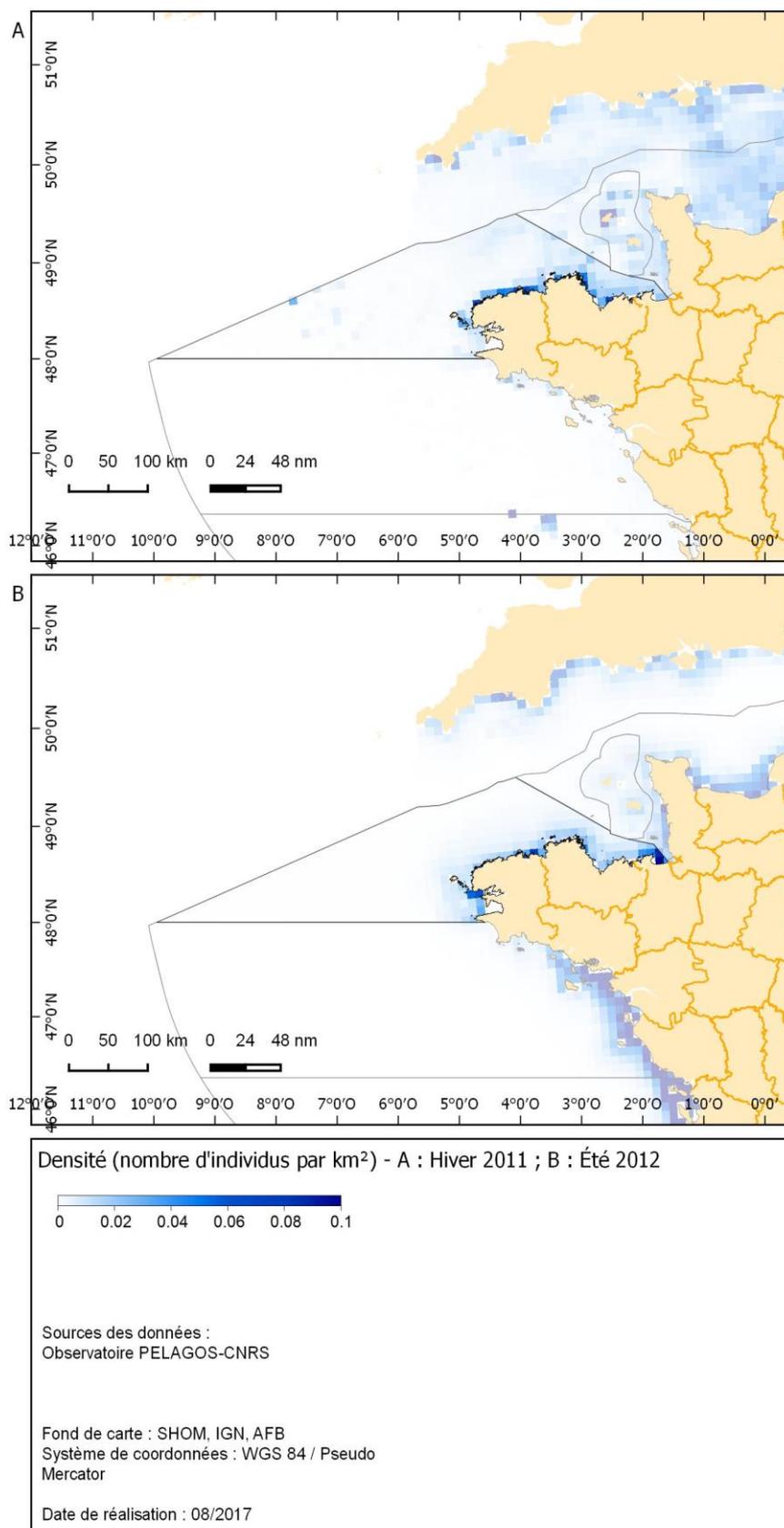


**Figure 13 b:** Nombre d'individus par km<sup>2</sup> de goélands bruns *Larus fuscus* dans la SRM Mers celtiques en hiver 2011 (A) et été 2012 (B).

- *Larus marinus*



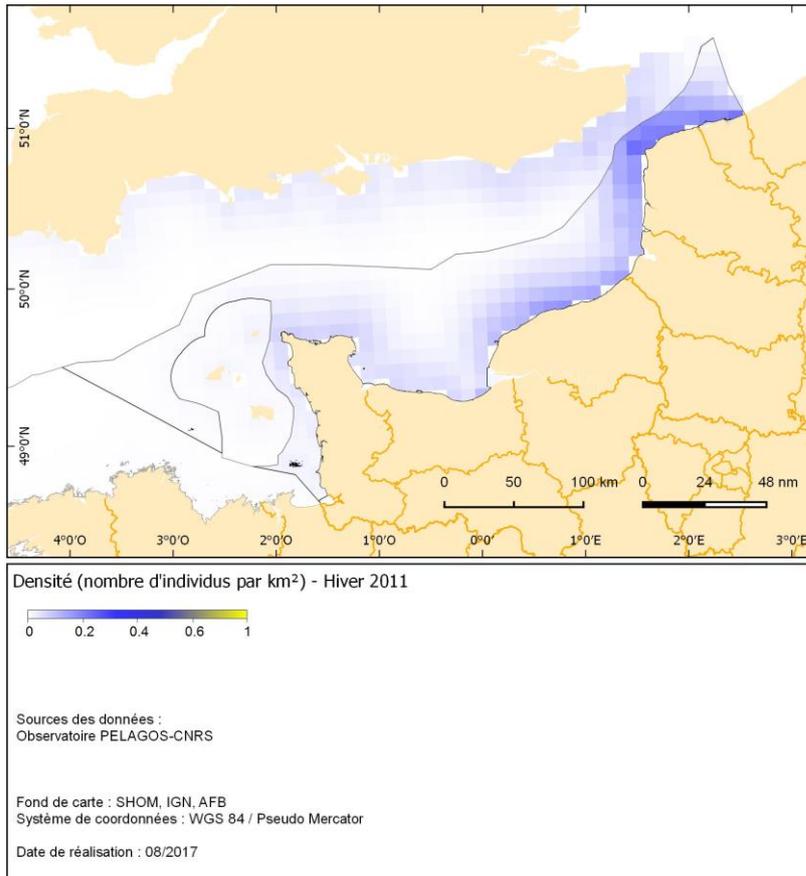
**Figure 14a** : Nombre d'individus par km<sup>2</sup> de goélands marins *Larus marinus* dans la SRM Manche – mer du Nord en hiver 2011 (A) et été 2012 (B).



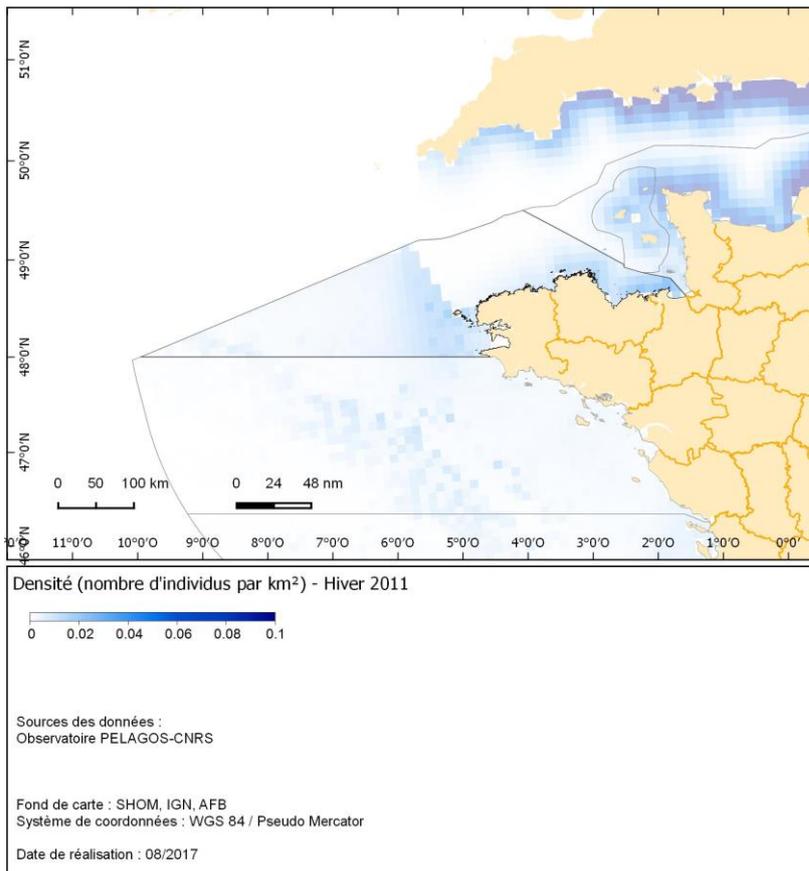
**Figure 14b:** Nombre d'individus par km<sup>2</sup> de goélands marins *Larus marinus* dans la SRM Mers celtiques en hiver 2011 (A) et été 2012 (B).

## Les Mouettes

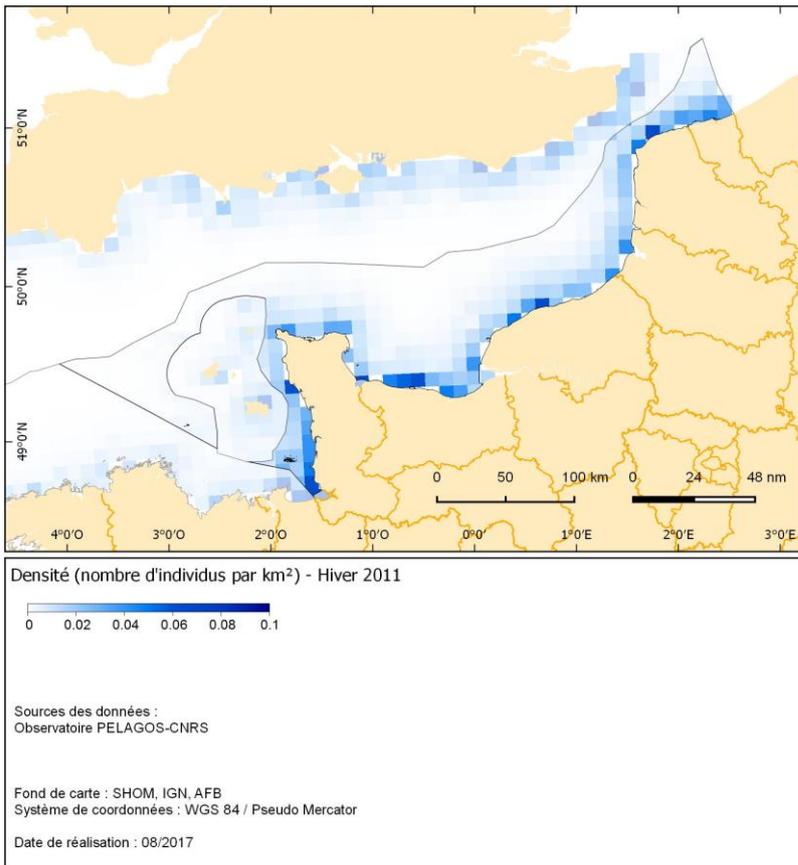
- *Larus minutus*



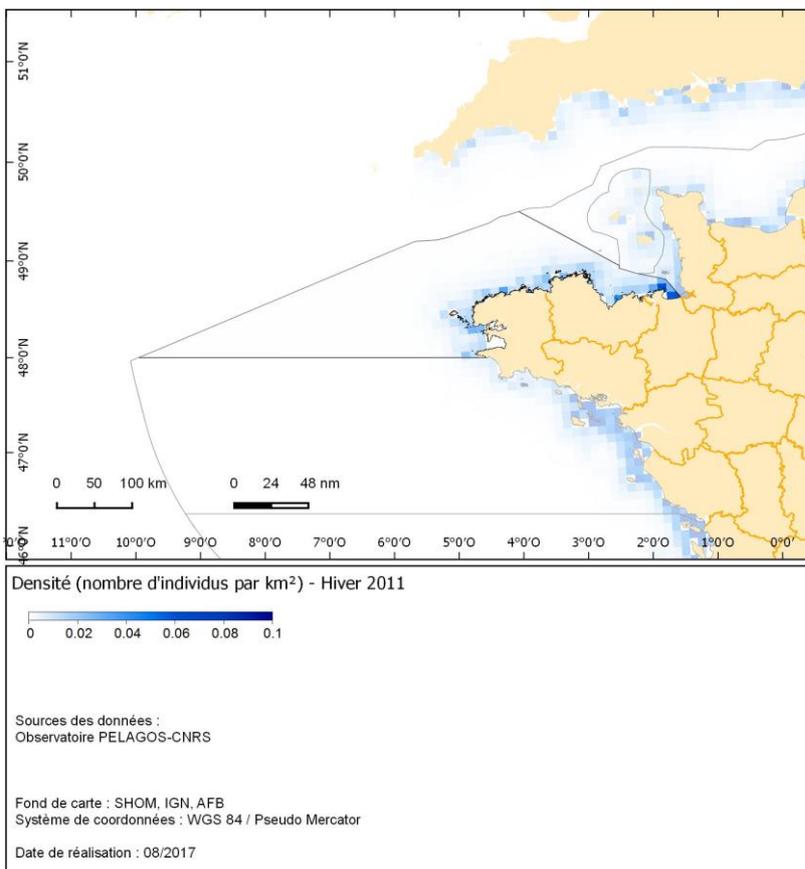
**Figure 15 :** Nombre d'individus par km<sup>2</sup> de mouettes pygmées *Larus minutus* dans les SRM Manche – mer du Nord (en haut) et mers Celtiques (en bas) en hiver 2011.



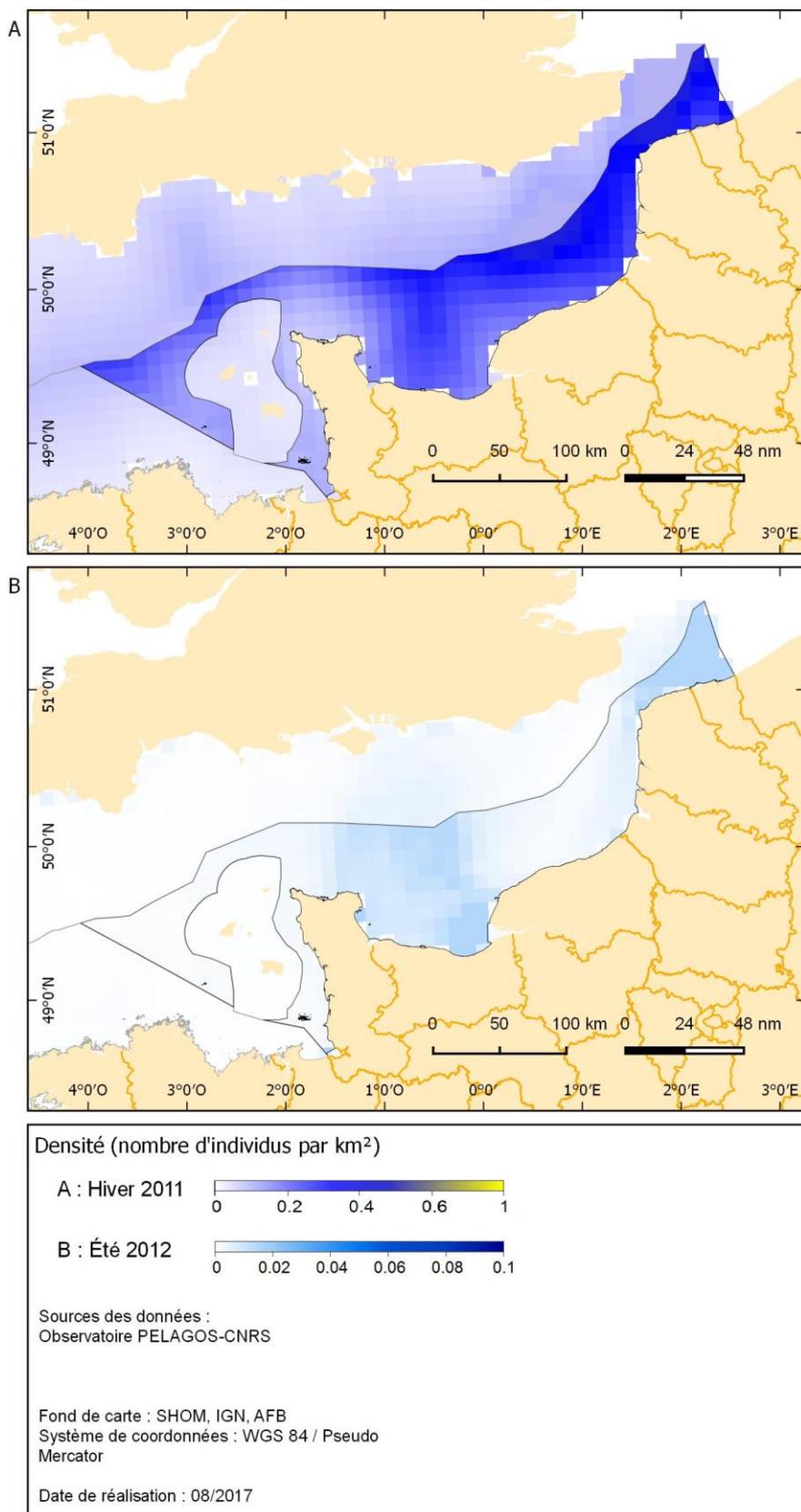
- *Larus ridibundus*



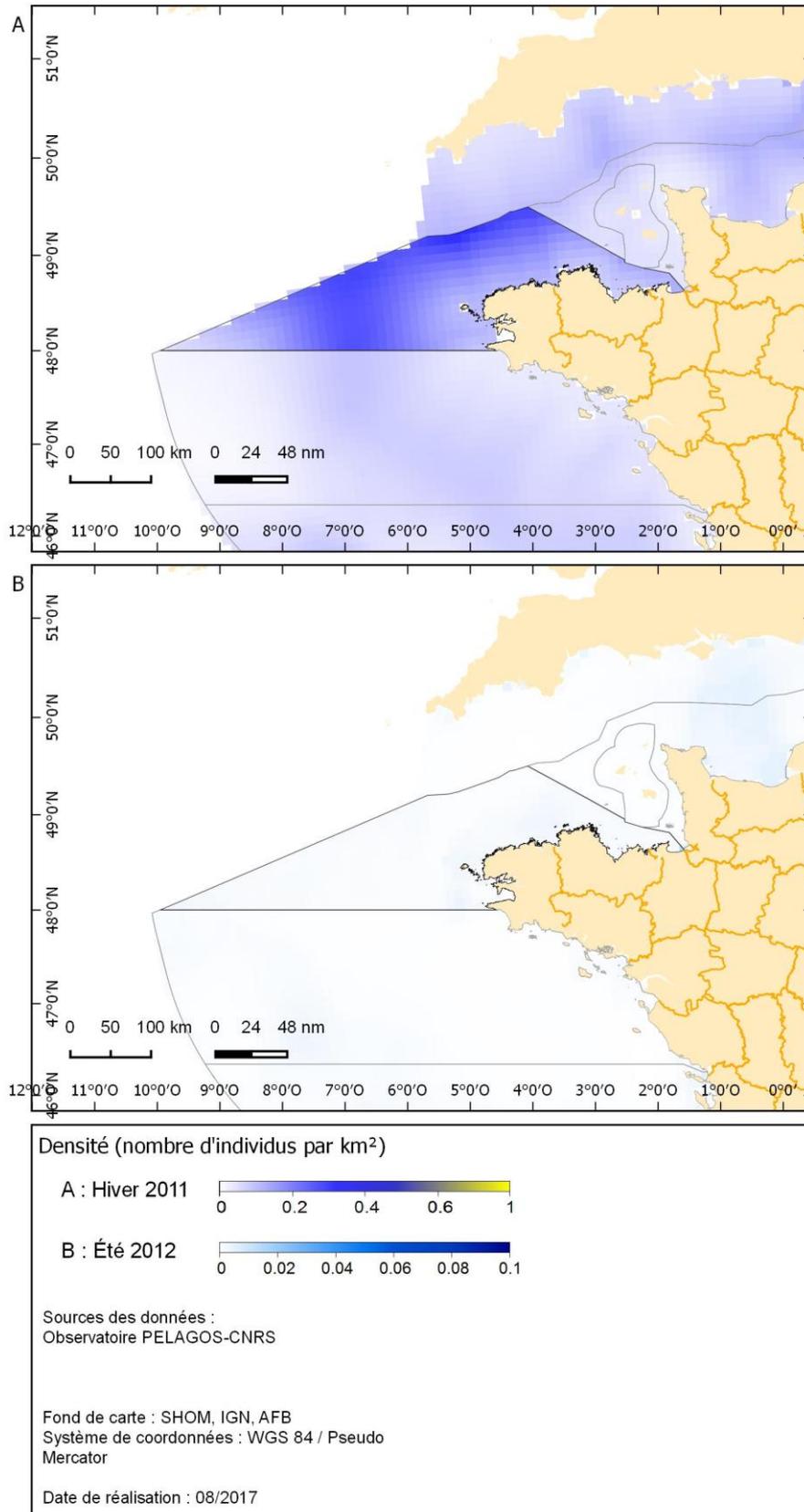
**Figure 16 :** Nombre d'individus par km<sup>2</sup> de mouettes rieuses *Larus ridibundus* dans les SRM Manche – mer du Nord (en haut) et mers Celtiques (en bas) en hiver 2011.



• *Rissa tridactyla*



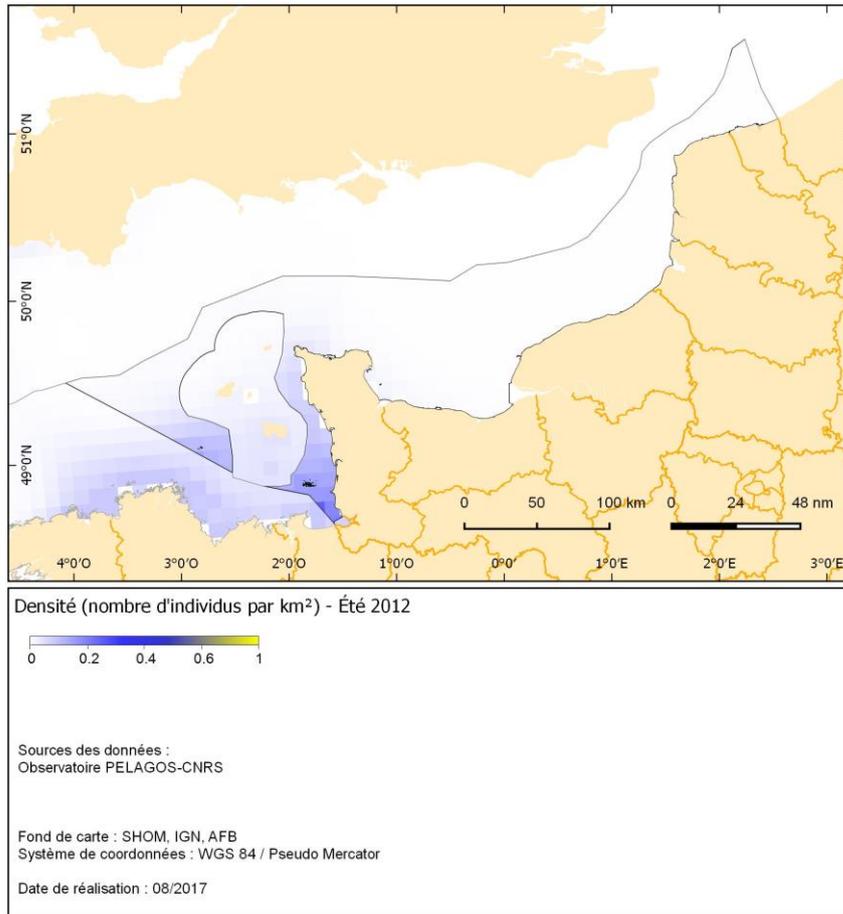
**Figure 17 a:** Nombre d'individus par km<sup>2</sup> de mouettes tridactyles *Rissa tridactyla* dans la SRM Manche – mer du Nord en hiver 2011 (A) et été 2012 (B).



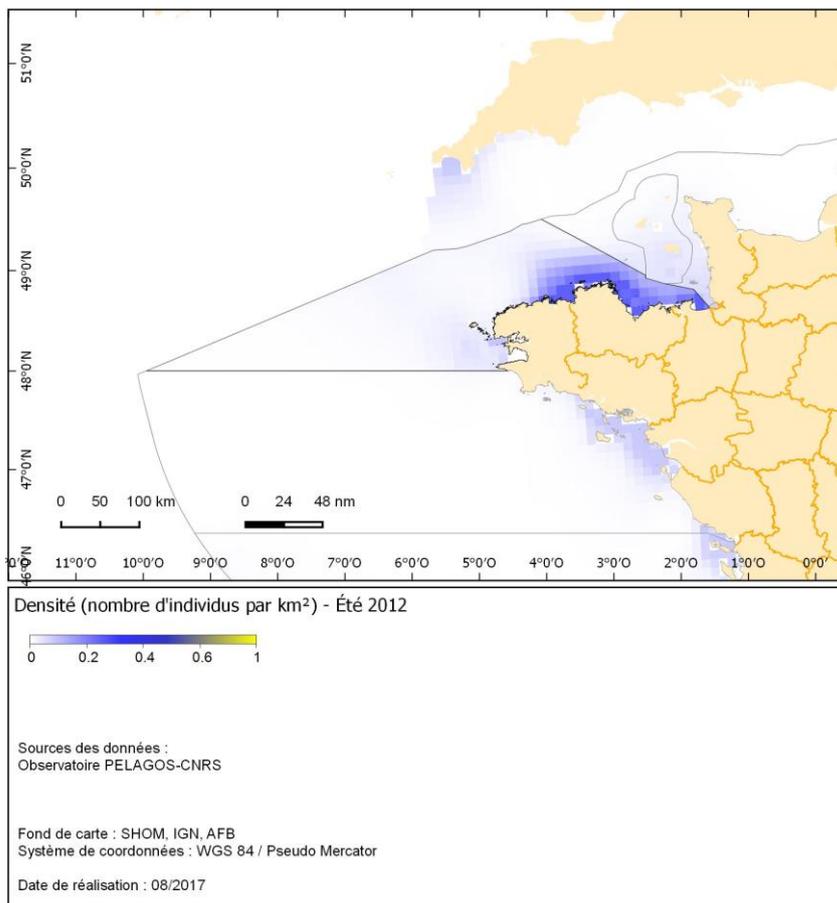
**Figure 17 b:** Nombre d'individus par km<sup>2</sup> de mouettes tridactyles *Rissa tridactyla* dans la SRM Mers celtiques en hiver 2011 (A) et été 2012 (B).

## Les Puffins

- Petits puffins *Puffinus puffinus* & *Puffinus mauretanicus*

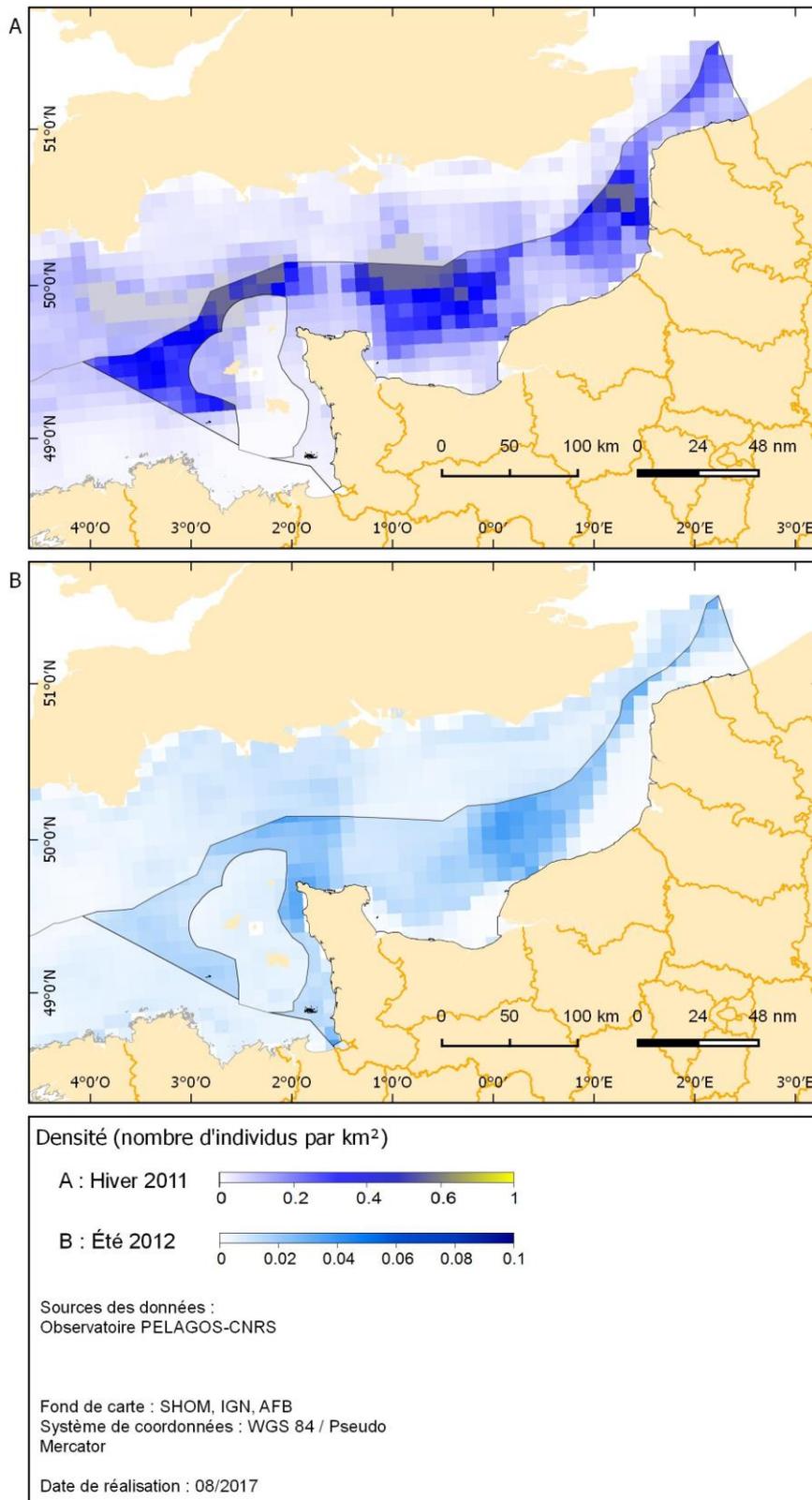


**Figure 18 :** Nombre d'individus par km<sup>2</sup> des petits puffins *Puffinus puffinus* et *Puffinus mauretanicus* dans les SRM Manche – mer du Nord (en haut) et mers Celtiques (en bas) en été 2012

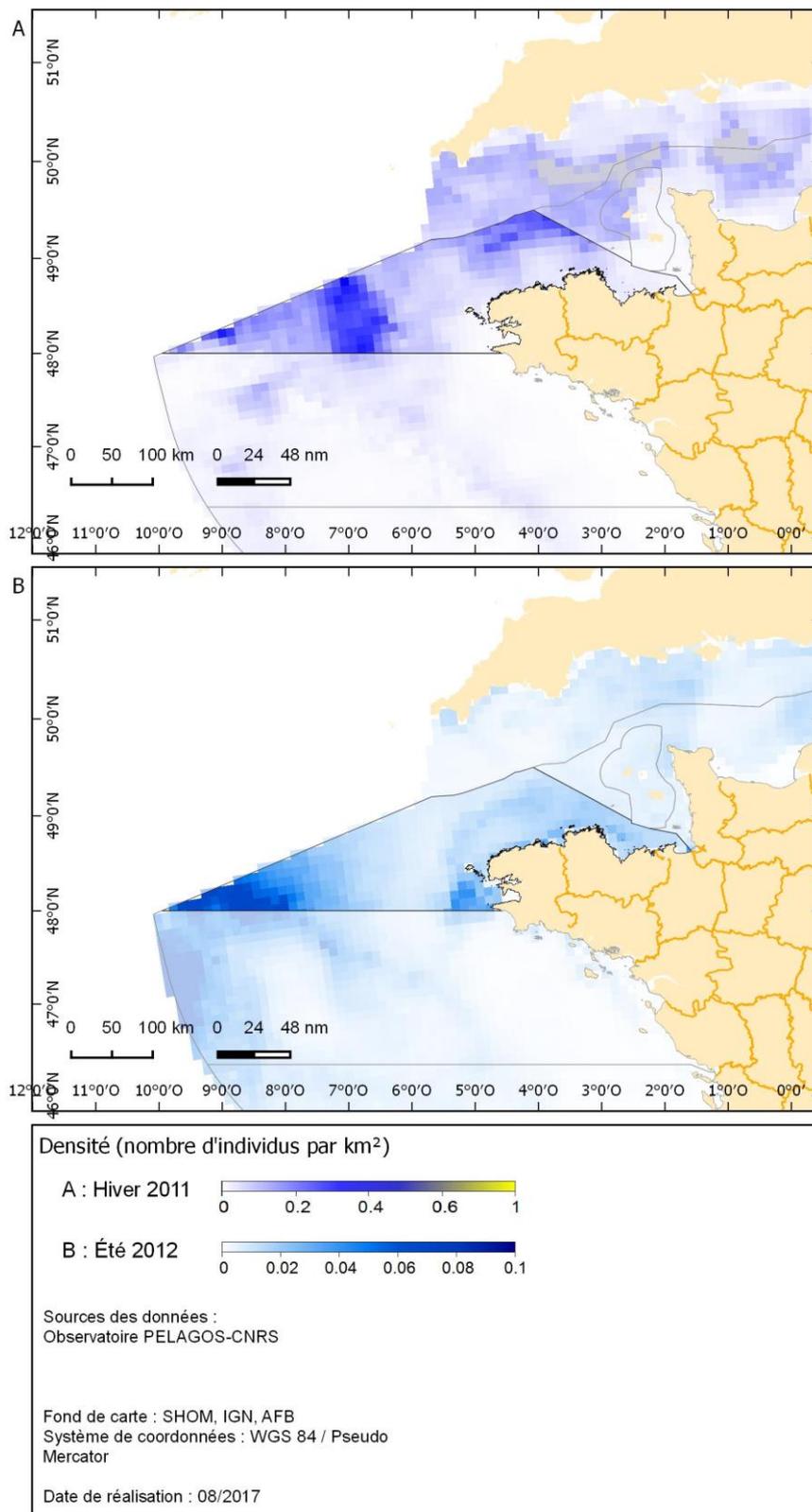


## Les Fulmars

- *Fulmarus glacialis*



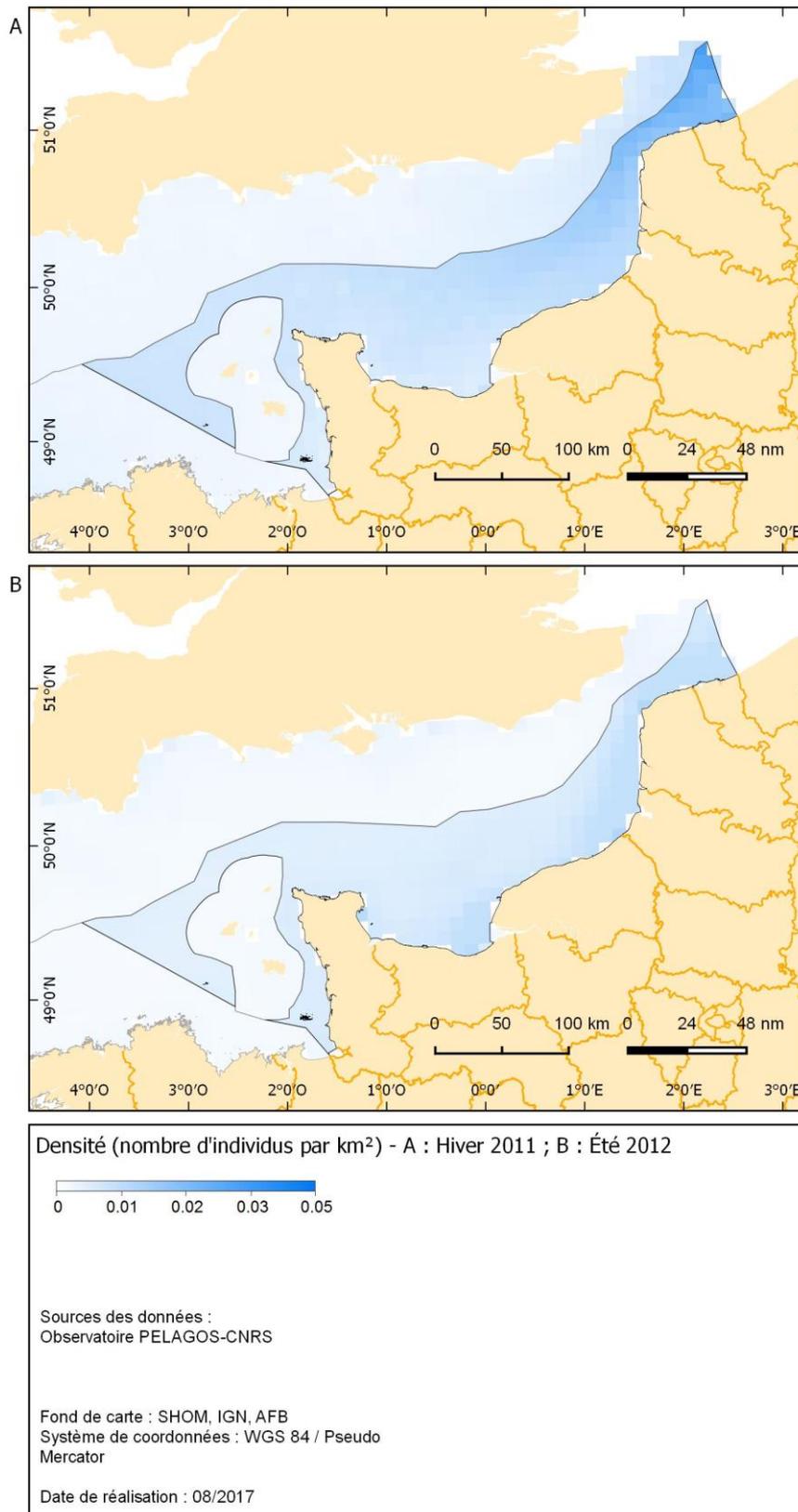
**Figure 19a** : Nombre d'individus par km<sup>2</sup> de fulmars *Fulmarus glacialis* dans la SRM Manche – mer du Nord en hiver 2011 (A) et en été 2012 (B)



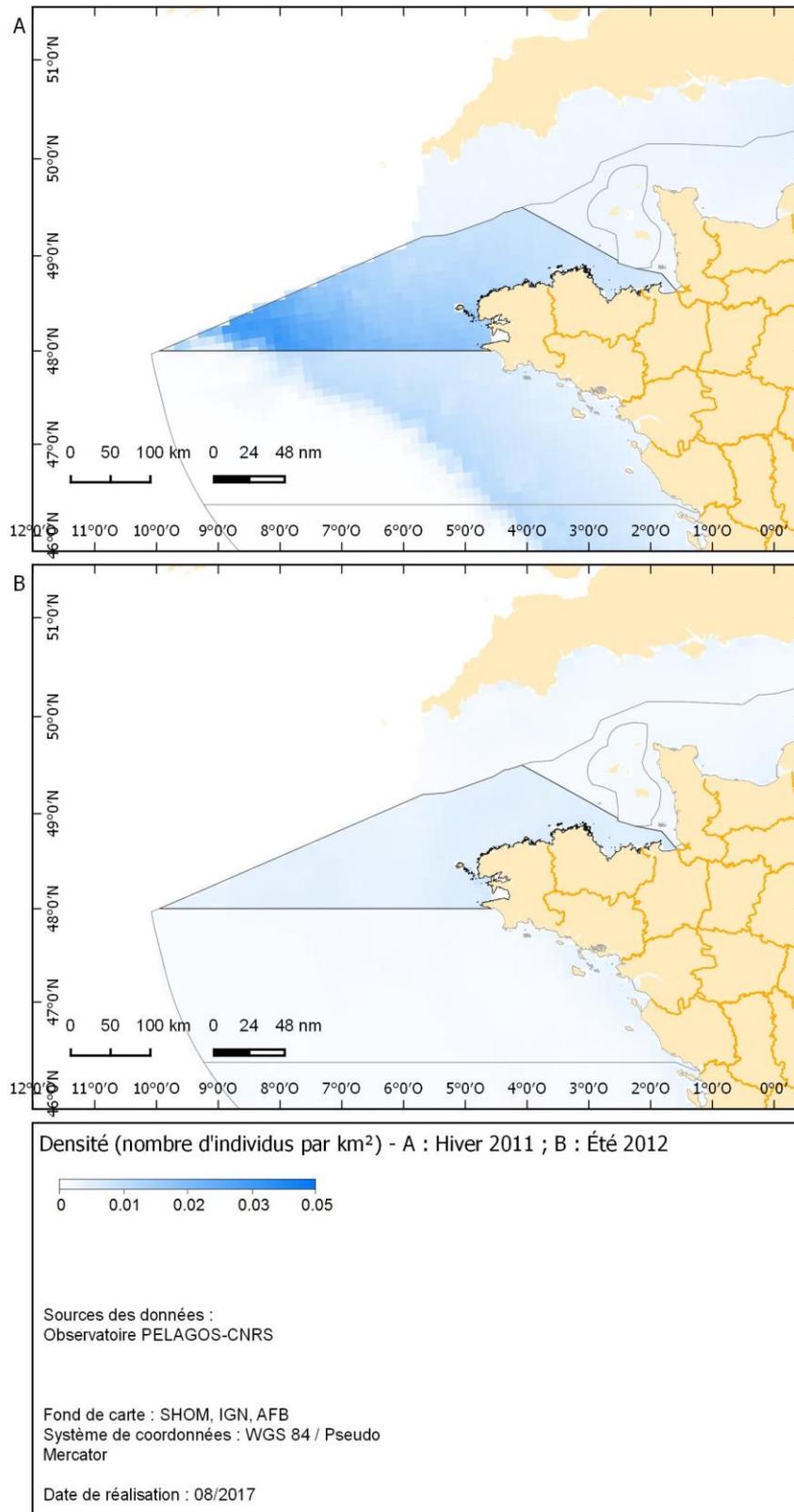
**Figure 19b** : Nombre d'individus par km<sup>2</sup> de fulmars *Fulmarus glacialis* dans la SRM Mers celtiques en hiver 2011 (A) et en été 2012 (B)

## Les Labbes

- Grands labbes - *Catharacta skua*



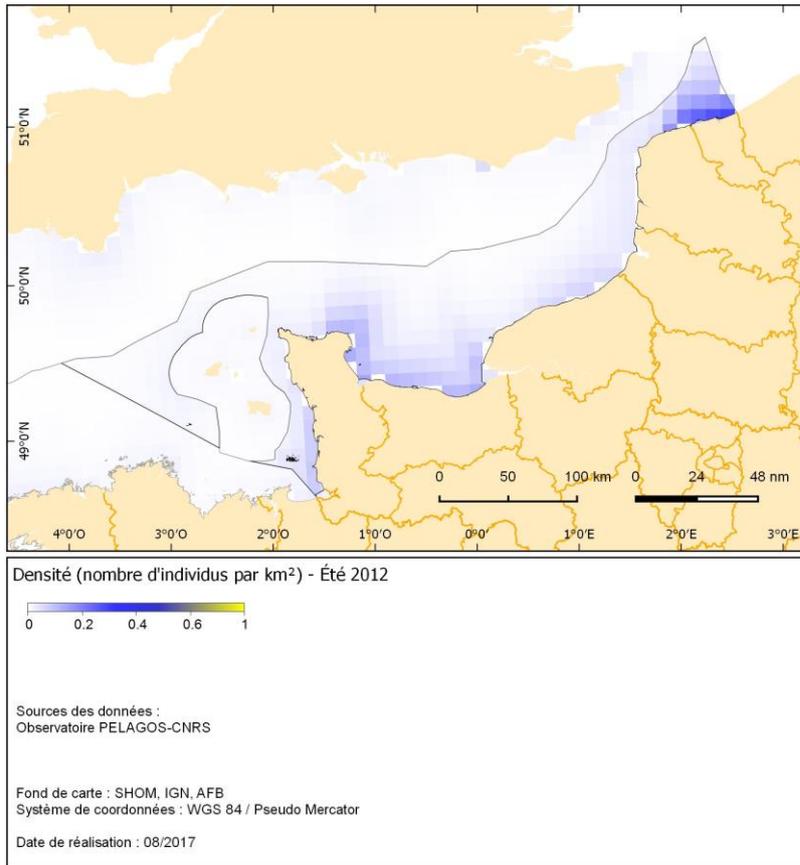
**Figure 20a :** Nombre d'individus par km<sup>2</sup> des grands labbes *Catharacta skua* dans la SRM Manche – mer du Nord en hiver 2011 (A) et en été 2012 (B)



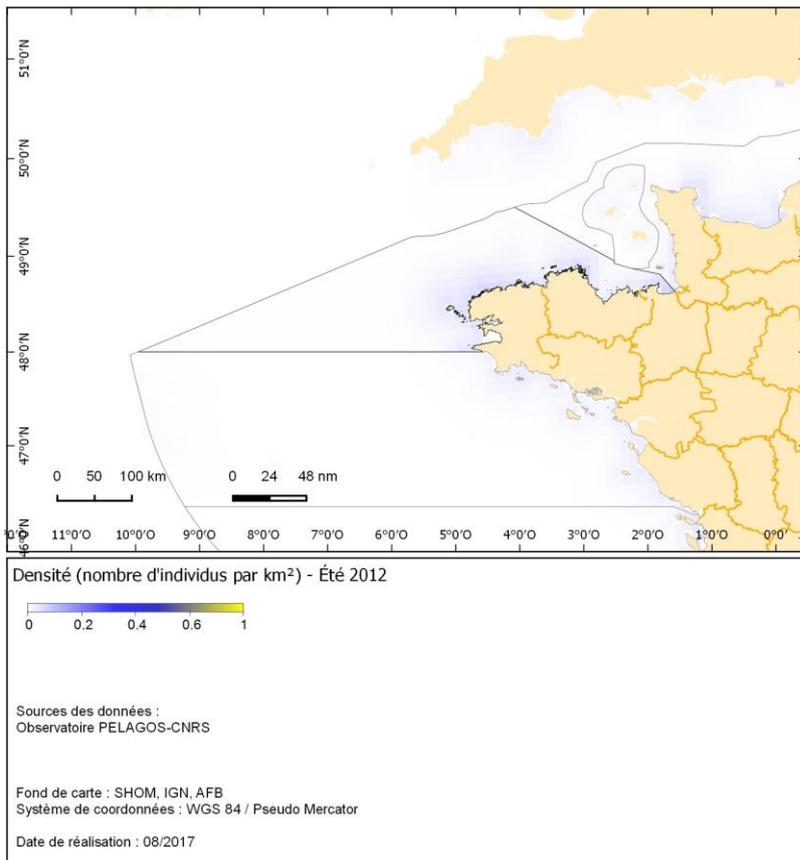
**Figure 20b :** Nombre d'individus par km<sup>2</sup> des grands labbes *Catharacta skua* dans la SRM Mers celtiques en hiver 2011 (A) et en été 2012 (B)

## Les Sternes

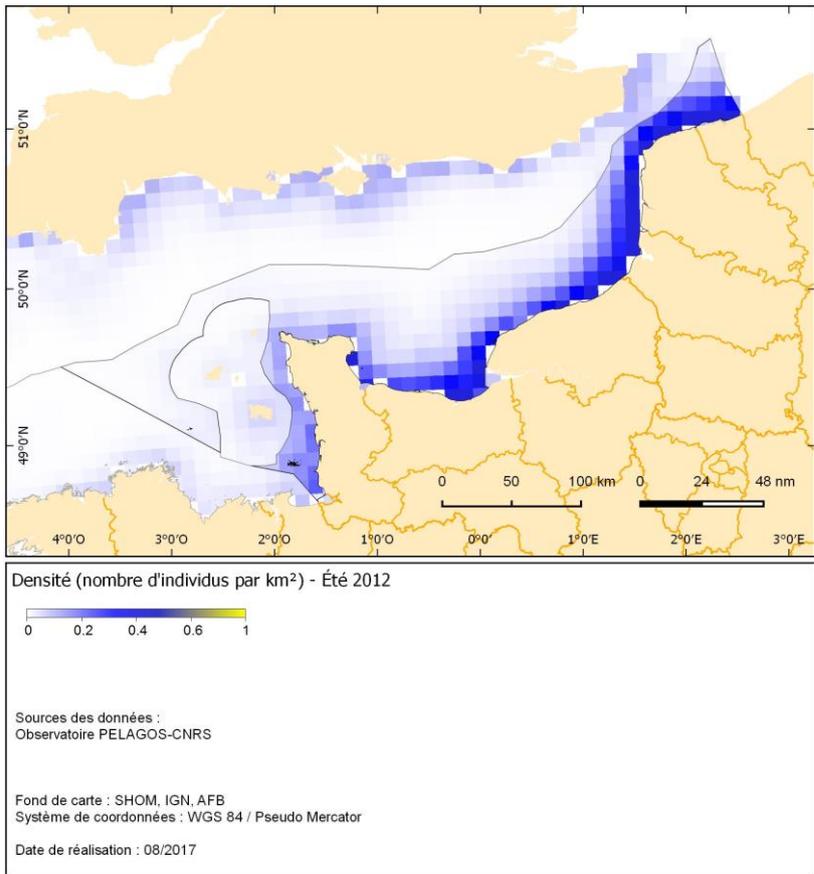
- *Sterna sandvicensis*



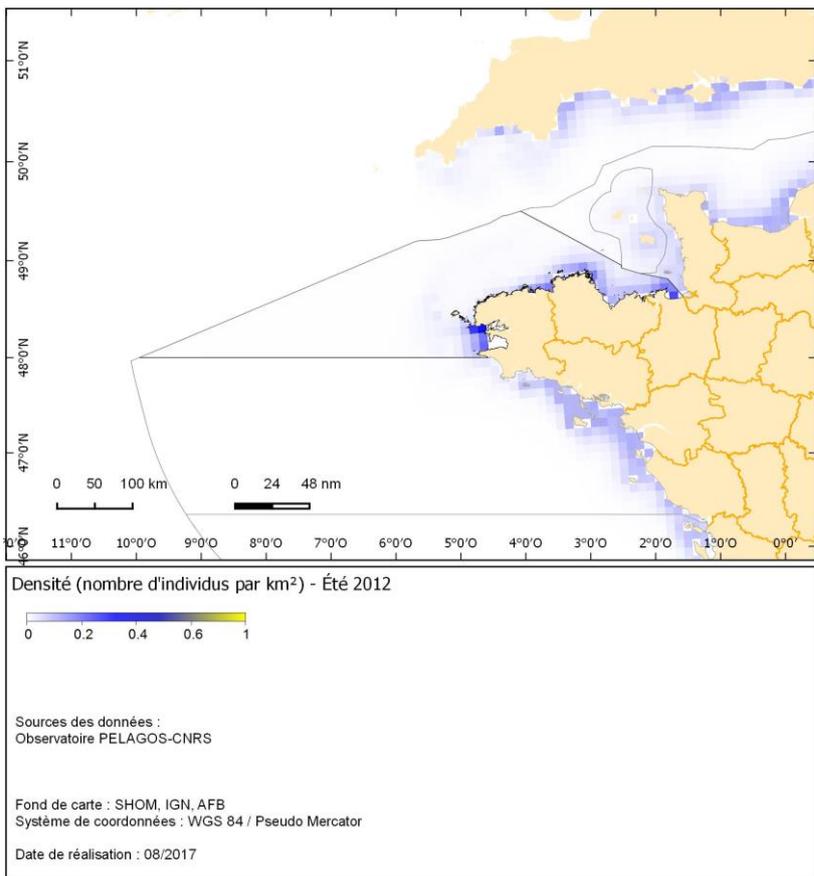
**Figure 21 :** Nombre d'individus par km<sup>2</sup> des sternes *Sterna sandvicensis* dans les SRM Manche – mer du Nord (en haut) et mers Celtiques(en bas) en été 2012.



- Sternes moyennes
  - *Sterna hirundo* & *Sterna paradisaea*

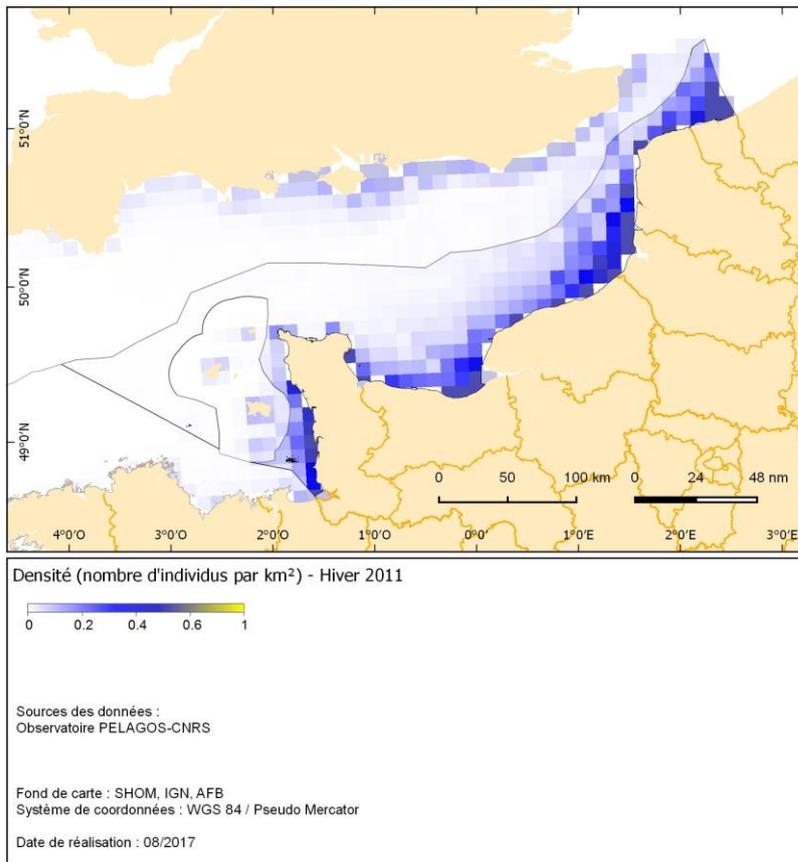


**Figure 22 :** Nombre d'individus par km<sup>2</sup> des sternes *Sterna hirundo* et *Sterna paradisaea* dans les SRM Manche – mer du Nord (en haut) et mers Celtiques(en bas) en été 2012.

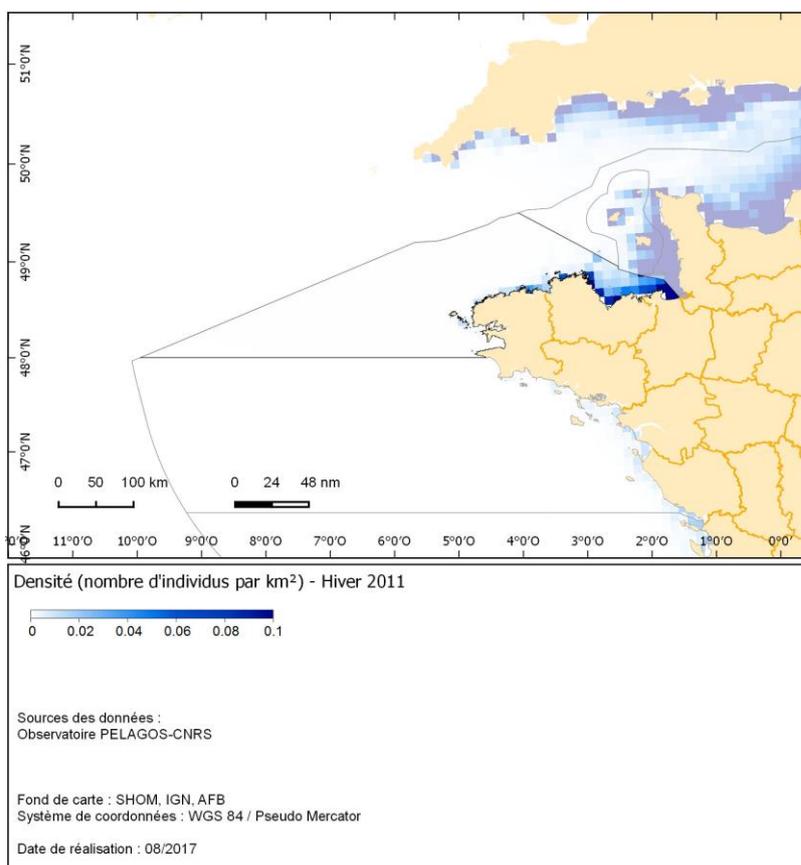


## Plongeurs indéterminés

- *Gavia stellata*, *Gavia arctica*, *Gavia immer*

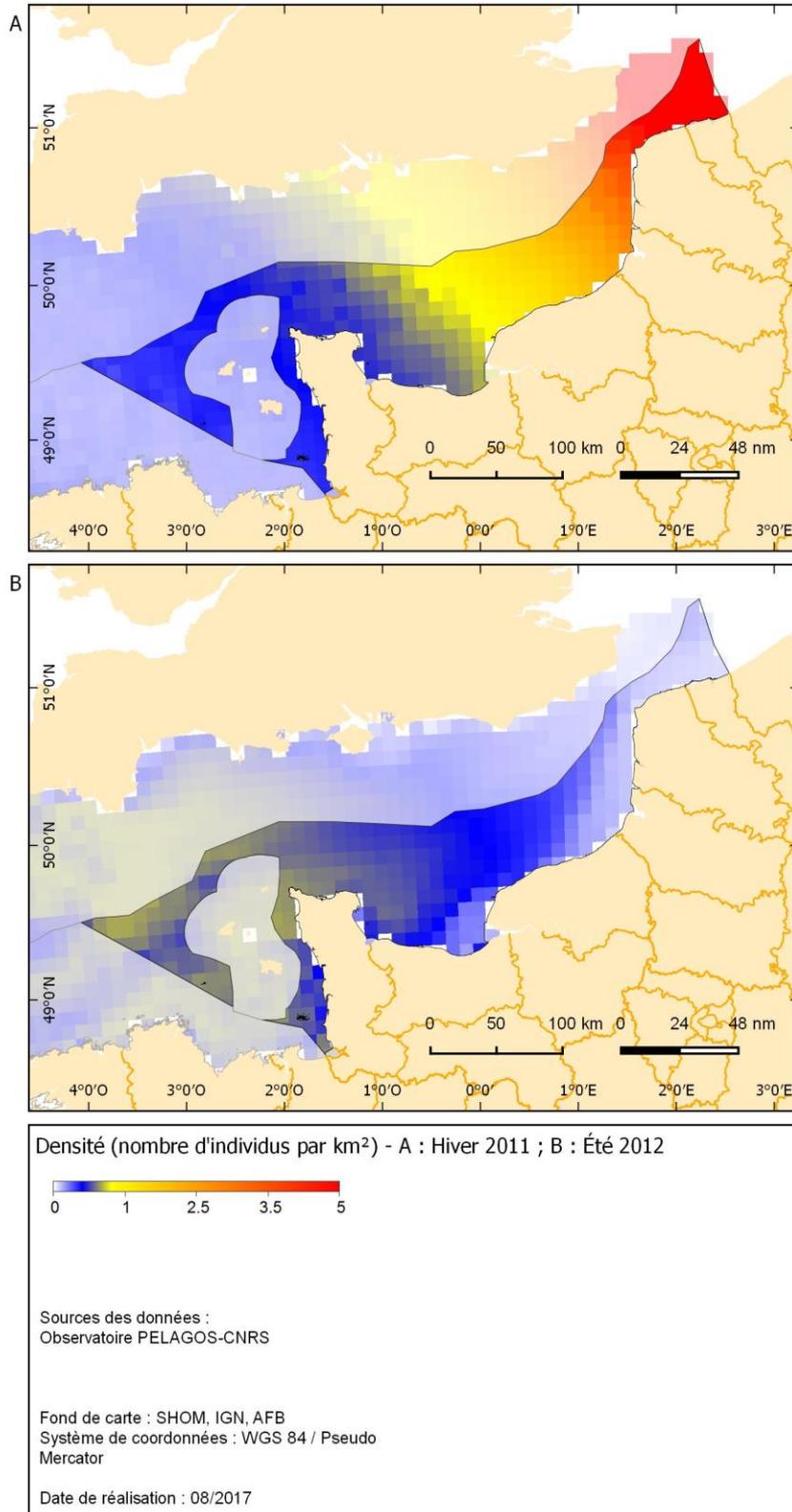


**Figure 23** : Nombre d'individus par km<sup>2</sup> de plongeurs (*Gavia stellata*, *Gavia arctica*, *Gavia immer*) dans les SRM Manche – mer du Nord (en haut) et mers Celtiques (en bas) en hiver 2011 .

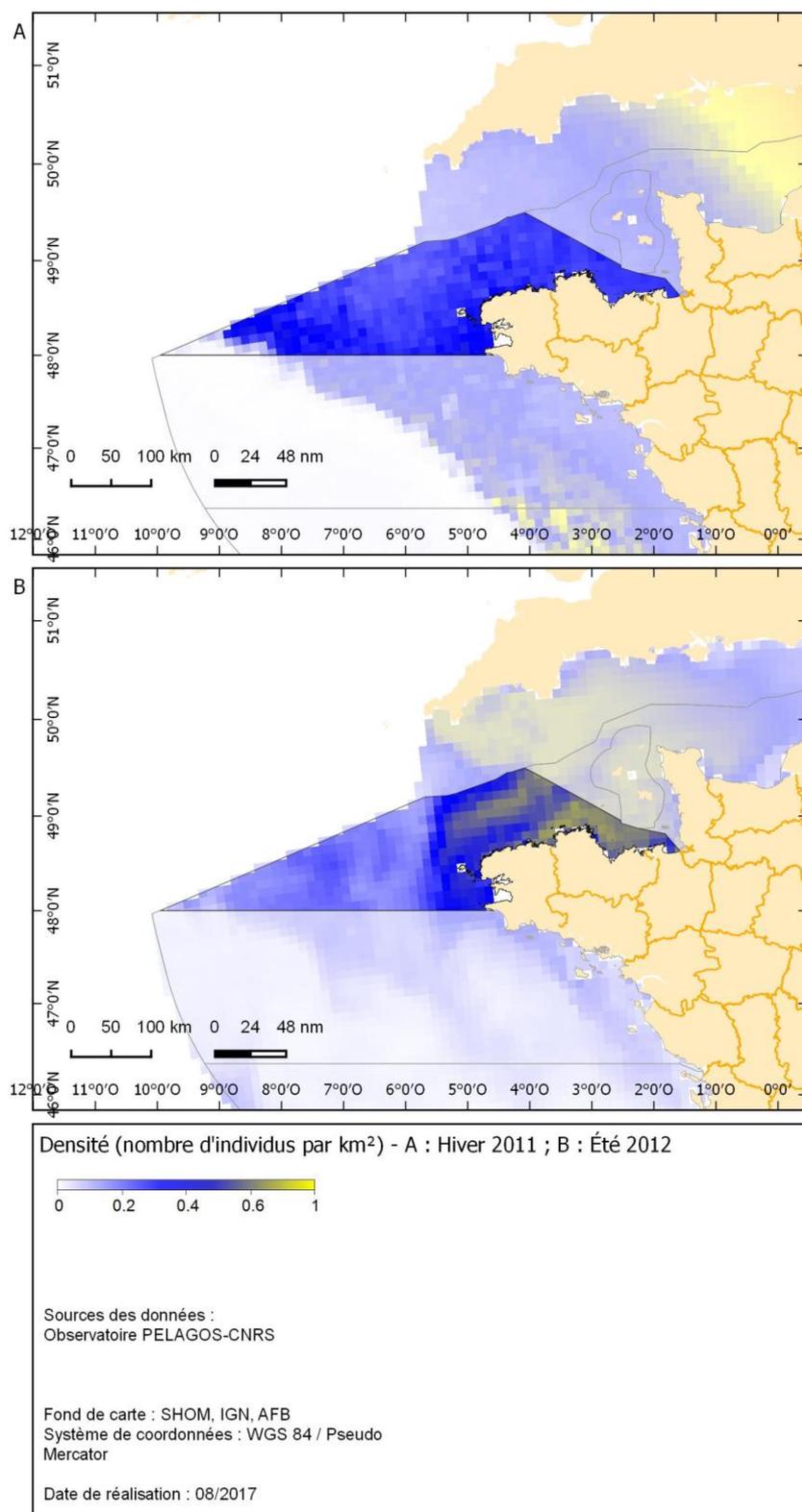


## Fou de Bassan

- *Morus bassanus*

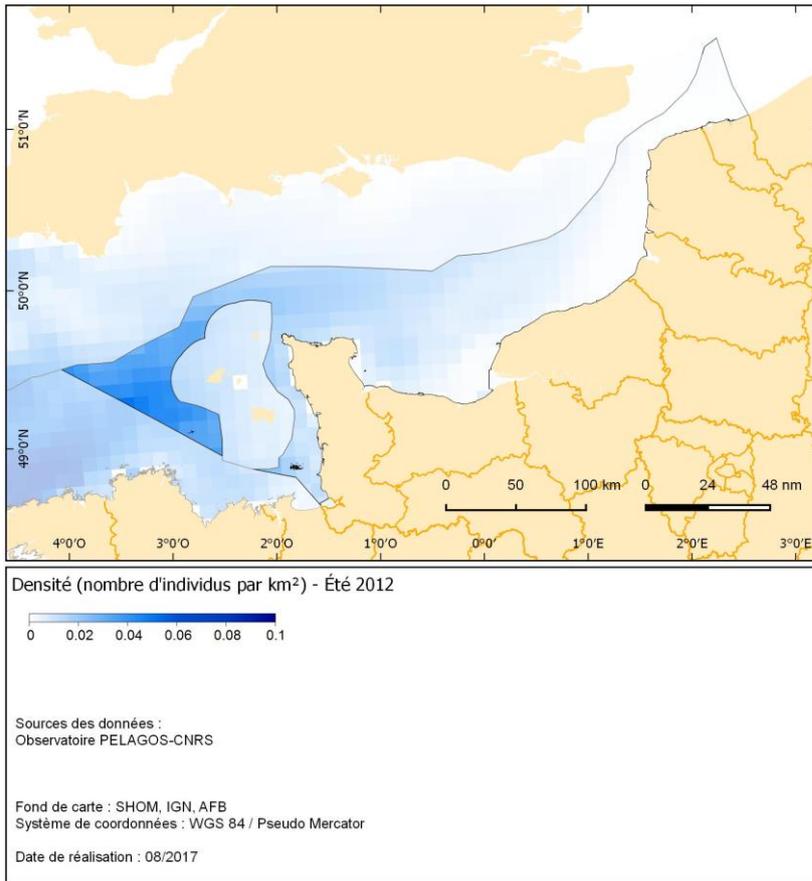


**Figure 24a** : Nombre d'individus par km<sup>2</sup> des fous de Bassan *Morus bassanus* dans la SRM Manche – mer du Nord en hiver 2011 (A) et été 2012 (B).

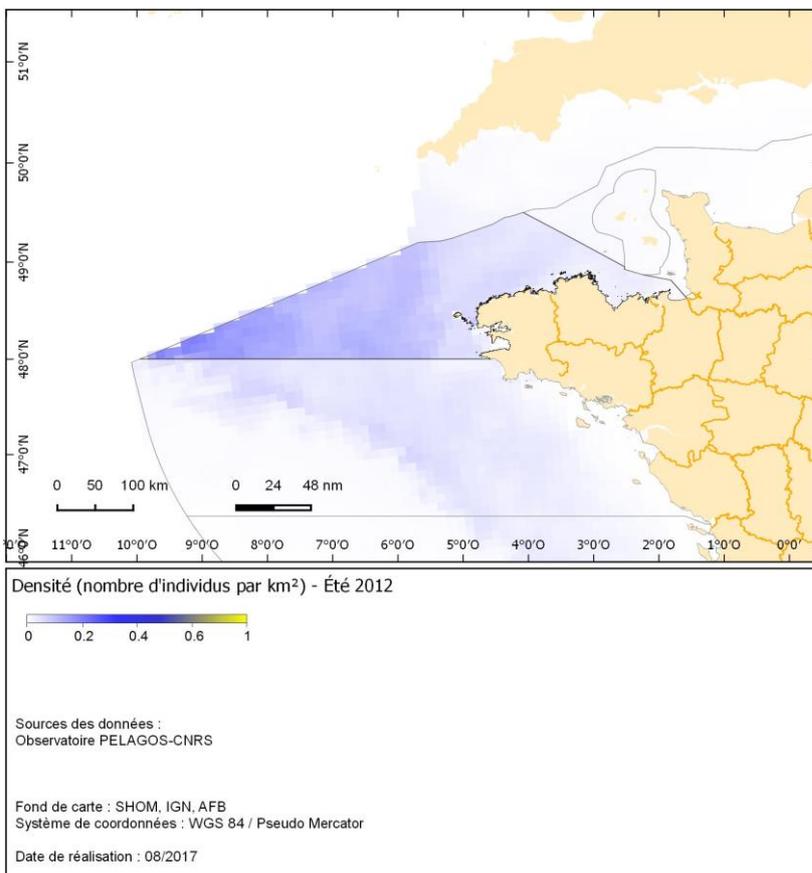


**Figure 24b :** Nombre d'individus par km<sup>2</sup> des fous de Bassan *Morus bassanus* dans la SRM Mers celtiques en hiver 2011 (A) et été 2012 (B).

## Océanites indéterminés



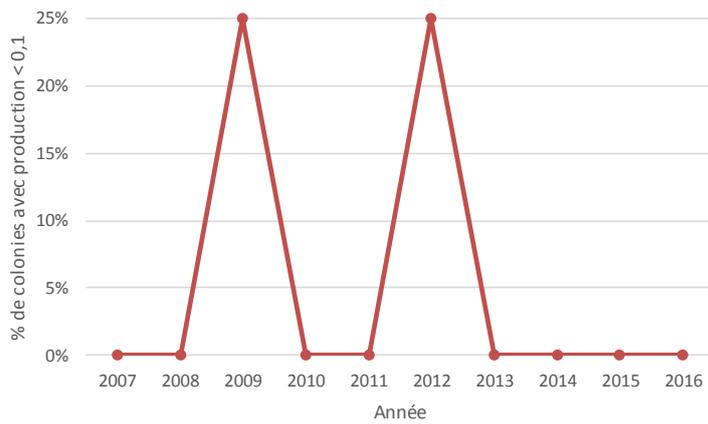
**Figure 25 :** Nombre d'individus par km<sup>2</sup> d'océanites indéterminés dans les SRM Manche – mer du Nord (en haut) et mers Celtiques (en bas) en été 2012.



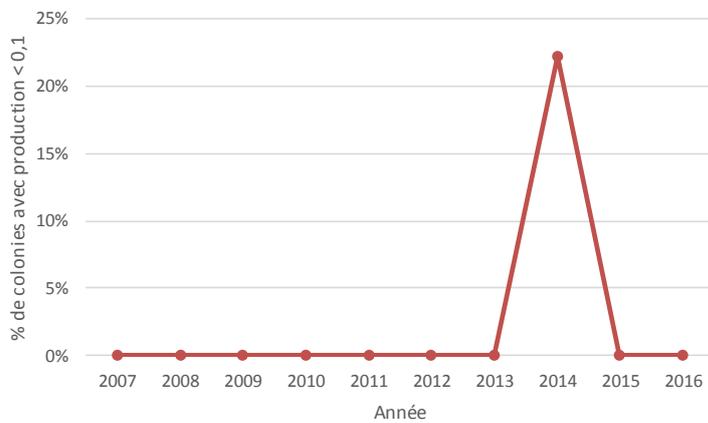
### 3.1.5 Succès reproducteur des oiseaux marins

À l'échelle de la SRM Manche – mer du Nord, quelques espèces font l'objet d'un suivi de la production en jeunes sur quelques colonies, mais les données ne sont pas disponibles sur un cycle de 6 ans, et n'ont donc pas été prises en compte (collecte et compilation principalement depuis 2014 dans le cadre de l'Observatoire Manche – mer du Nord des oiseaux marins en côtiers).

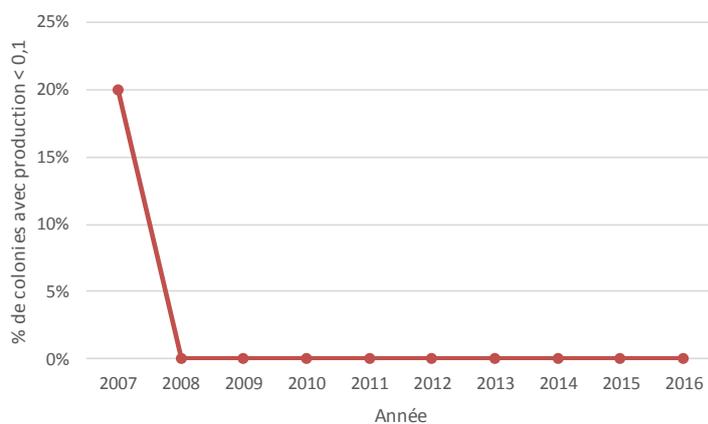
À l'échelle de la SRM mers Celtiques, quelques espèces font l'objet d'un suivi de la production en jeunes sur quelques colonies, dans le cadre de l'Observatoire régional des oiseaux marins en Bretagne : fulmar boréal (4 colonies suivies), océanite tempête (1 seule colonie suivie), fou de Bassan (1 seule colonie suivie), cormoran huppé (4 à 9 colonies selon les années), goéland argenté (4 à 5 colonies selon les années), goéland marin (3 colonies suivies, mais toutes localisées dans le même secteur géographique, et donc considérée comme constituant 1 seul échantillon) et sternes (de l'ordre d'une vingtaine à une trentaine de colonies suivies annuellement pour la sterne pierregarin et moins de 5 colonies pour les autres sternes ; Cadiou *et al.*, 2016 ; Jacob, 2016). Durant la dernière décennie, les cas de production annuelle en jeunes inférieure à 0,1 jeune par couple chez le fulmar boréal, le cormoran huppé et le goéland argenté sont très rares et n'ont été enregistrés que ponctuellement (voir figures ci-dessous). Pour l'océanite tempête et le fou de Bassan, avec une seule colonie suivie pour ces deux espèces, aucun cas de production en jeunes inférieure à 0,1 jeune par couple n'a été répertorié. Pour le goéland marin, avec trois colonies voisines considérées ensemble, un seul cas de production en jeunes inférieure à 0,1 jeune par couple a été enregistré, même si la production demeure très faible, généralement entre 0,1 et 0,3 jeune par couple. Pour les quatre espèces de sternes, par contre, la fréquence des échecs de la reproduction est nettement plus élevée, entre 20 % et 80 % annuellement pour la sterne pierregarin, entre 0 % et 60 % pour la sterne naine et entre 0 % et 100 % pour la sterne caugek et la sterne de Dougall.



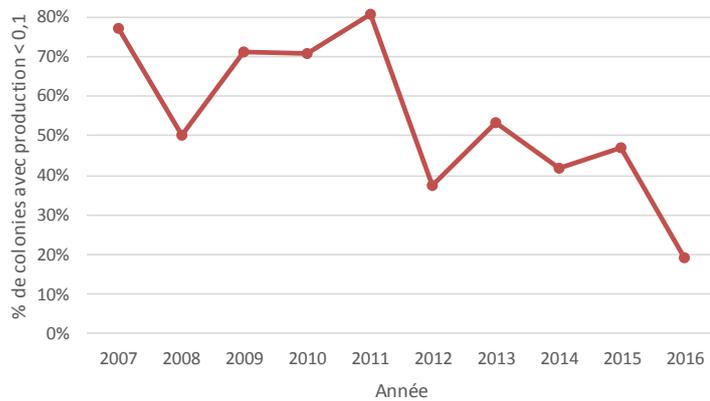
**Figure 26 :** Proportion de colonies avec une production en jeunes inférieure à 0,1 jeune par couple pour le fulmar boréal dans la SRM mers Celtiques (N = 4 à 5 colonies selon les années).



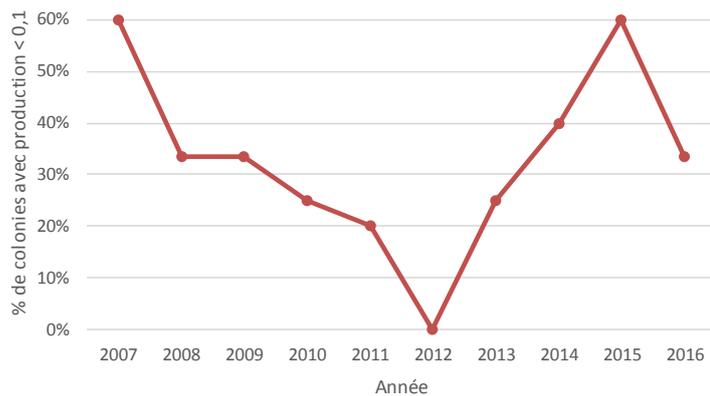
**Figure 27 :** Proportion de colonies avec une production en jeunes inférieure à 0,1 jeune par couple pour le cormoran huppé dans la SRM mers Celtiques (N = 4 à 9 colonies selon les années).



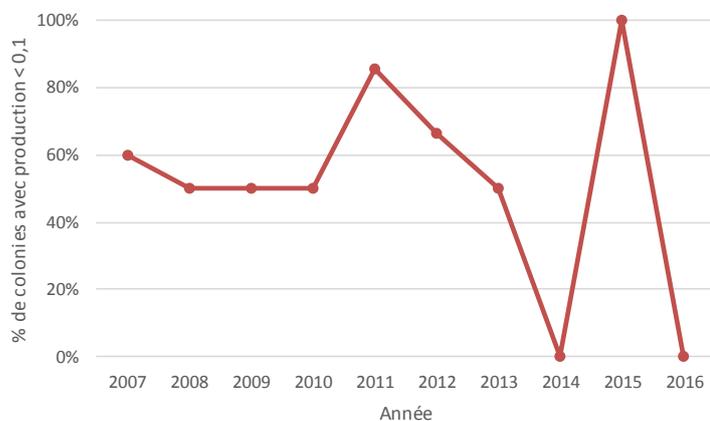
**Figure 28 :** Proportion de colonies avec une production en jeunes inférieure à 0,1 jeune par couple pour le goéland argenté dans la SRM mers Celtiques (N = 4 à 5 colonies selon les années).



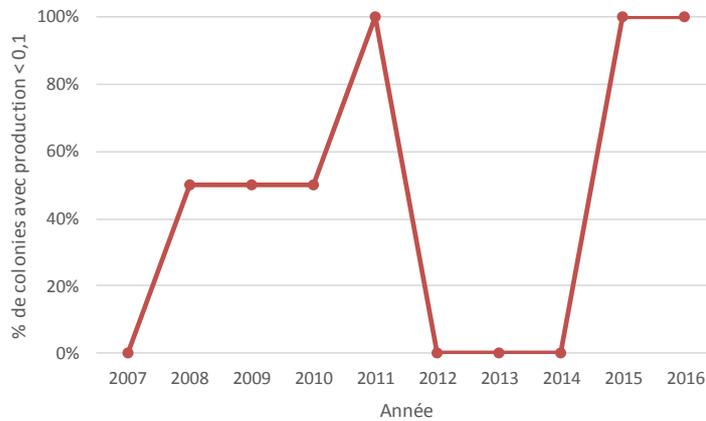
**Figure 29 :** Proportion de colonies avec une production en jeunes inférieure à 0,1 jeune par couple pour la sterne pierregarin dans la SRM mers Celtiques (N = 8 à 38 colonies selon les années).



**Figure 30 :** Proportion de colonies avec une production en jeunes inférieure à 0,1 jeune par couple pour la sterne naine dans la SRM mers Celtiques (N = 1 à 5 colonies selon les années).



**Figure 31 :** Proportion de colonies avec une production en jeunes inférieure à 0,1 jeune par couple pour la sterne caugek dans la SRM mers Celtiques (N = 1 à 7 colonies selon les années).



**Figure 32 :** Proportion de colonies avec une production en jeunes inférieure à 0,1 jeune par couple pour la sterne de Dougall dans la SRM mers Celtiques (N = 1 à 2 colonies selon les années).

## 3.2. SRM Golfe de Gascogne

### 3.2.1 Abondance des oiseaux marins nicheurs

Dans la subdivision nord de la SRM Golfe de Gascogne (UMR Nord SRM GdG), 15 espèces nicheuses sont dénombrées, mouette rieuse incluse (Tableau 17).

Les évolutions numériques durant les dernières décennies sont positives, ou stables, pour la majorité des espèces à l'exception de la mouette tridactyle, dont les colonies ont disparu en Bretagne (la situation actuelle de la petite colonie en Vendée n'est pas connue), et du goéland argenté. Il faut souligner que l'accroissement sur la période 1988-2016 des effectifs de sterne caugek et de Dougall est directement lié à l'immigration d'oiseaux implantés auparavant dans le Golfe de Gascogne sud pour la sterne caugek ou en mers Celtiques pour la sterne de Dougall, et dont les colonies ont subi l'impact de prédateurs (Cadiou et al., 2016). En effet, ces espèces ont subi une prédation massive qui a conduit à un échec quasi-total de la reproduction et à une désertion de la colonie pour émigrer vers de nouveaux secteurs géographiques.

**Tableau 17** : Évolution des effectifs d'oiseaux marins nicheurs dans l'UMR Nord SRM Golfe de Gascogne.

Espèces	Oeufs	1988	tx-évol	1998	tx-évol	2010	tx-évol	2016	BEE
Fulmar boréal	1	5	100 %	10	0 %	10	–	–	
Puffin des Anglais	1	2	150 %	5	0 %	5	0 %	5	
Océanite tempête	1	5	100 %	10	0 %	10	-50 %	5	
Grand cormoran	>1	0	–	0	–	195	118 %	425	
Cormoran huppé	>1	1170	-14 %	1010	18 %	1195	-10 %	– (1)	
Mouette mélanocéphale	>1	5	2000 %	105	-86 %	15	?	?	
Mouette rieuse	>1	?	?	?	?	535	?	?	
Goéland brun	>1	10430	1 %	10520	30 %	13650	?	?	
Goéland argenté	>1	29385	-1 %	29010	-40 %	17370	?	?	
Goéland leucopnée	>1	20	50 %	30	17 %	35	?	?	
Goéland marin	>1	235	296 %	930	134 %	2180	?	?	
Mouette tridactyle	>1	205	22 %	250	-96 %	10	-100 %	0	
Sterne caugek	>1	30	3383 %	1045	114 %	2235	-17 %	1850	
Sterne de Dougall	>1	1	0 %	1	0 %	1	4400 %	45	
Sterne pierregarin	>1	610	52 %	930	64 %	1525	?	?	

« \_ » taux d'accroissement non calculable ; « ? » pas de données disponibles pour l'actualisation des effectifs. BEE = considéré comme atteint en vert, non atteint en rouge, et non évalué en gris.

Effectifs en nombre de couples nicheurs, valeurs arrondies, pour les périodes 1987-1989, 1997-2001, 2009-2012 et 2015-2016 ; (1) le taux d'évolution entre 2010 et 2016 est obtenu à partir de colonies témoins (il existe une donnée, mais non comparable car effectifs partiels d'une colonie témoin)

Dans la subdivision sud de la SRM Golfe de Gascogne (UMR sud SRM GdG), 11 espèces nicheuses sont dénombrées, mouette rieuse incluse (Tableau 18).

Les évolutions numériques durant les dernières décennies sont plutôt positives, sauf pour l'océanite tempête dont les colonies ont disparu et pour la sterne caugek. Pour la sterne caugek, la colonie du banc d'Arguin, en Gironde, a subi l'impact de prédateurs, avec pour conséquence une émigration d'une partie des oiseaux vers d'autres colonies présente dans le Golfe de Gascogne nord.

**Tableau 18** : Évolution des effectifs d'oiseaux marins nicheurs dans l'UMR Sud SRM Golfe de Gascogne.

Espèces	oeufs	1988	tx-évol	1998	tx-évol	2010	tx-évol	2016	BEE
Océanite tempête	1	20	-25 %	15	-100 %	0	–	0	
Grand cormoran	>1	0	–	5	1700 %	90	?	?	
Cormoran huppé	>1	0	–	0	–	5	0 %	5	
Mouette mélanocéphale	>1	0	–	0	–	15	?	?	
Mouette rieuse	>1	?	?	?	?	295	?	?	
Goéland brun	>1	0	–	80	681 %	625	?	?	
Goéland argenté	>1	175	420 %	910	36 %	1235	?	?	
Goéland leucopnée	>1	60	150 %	150	100 %	300	?	?	
Goéland marin	>1	0	–	10	700 %	80	?	?	
Sterne caugek	>1	4395	-4 %	4210	-67 %	1385	88 %	2610	
Sterne pierregarin	>1	20	350 %	90	117 %	195	?	?	

« \_ » taux d'accroissement non calculable ; « ? » pas de données disponibles pour l'actualisation des effectifs. BEE = considéré comme atteint en vert, non atteint en rouge, et non évalué en gris.

Effectifs en nombre de couples nicheurs, valeurs arrondies, pour les périodes 1987-1989, 1997-2001, 2009-2012 et 2015-2016.

### 3.2.2 Abondance des limicoles côtiers

Pour les 12 espèces considérées, les effectifs en période de migration et d'hivernage dans le Golfe de Gascogne sont stables pour 7 espèces (huîtrier pie, avocette élégante, grand gravelot, bécasseau variable, courlis cendré, chevalier gambette, tournepierre à collier) et en augmentation pour 5 espèces (pluvier argenté, bécasseau maubèche, bécasseau sanderling, barge à queue noire, barge rousse) (voir fiches détaillées en annexes).

Les seuils d'atteinte du bon état écologique n'étant actuellement pas définis pour ces échassiers en période de migration et d'hivernage, il n'est pas possible d'aller au-delà de ces résultats de tendances du taux de croissance.

### 3.2.3 Abondance des oiseaux en mer

#### 3.2.3.1. Données des campagnes de suivis aériens SAMM

Les abondances estimées avec le modèle de densité spatiale des oiseaux observés lors du suivi SAMM dans la SRM Golfe de Gascogne sont notées dans le tableau 19.

Les espèces les plus abondantes dans cette sous-région marine sont, par ordre décroissant, les fous de Bassan, les mouettes tridactyles, les goélands gris, les grands puffins,

les océanites et les fulmars avec une fluctuation saisonnière pour toutes les espèces. Neuf groupes d'espèces ne sont présents sur la façade du Golfe de Gascogne qu'à une seule saison.

**Tableau 19** : Abondance estimée (nombre d'individus) des oiseaux observés en mer lors des survols aériens du Golfe de Gascogne en hiver 2011 et été 2012.

GROUPES D'ESPECES	ESPECES		HIVER 2011	ÉTÉ 2012	
Goélands gris	<i>Larus argentatus</i> <i>Larus michahellis</i>	Goéland argenté Goéland leucophée	15 807	44 768	
Petits goélands gris	<i>Larus canus</i>	Goéland cendré	242	–	
Goélands noirs	<i>Larus fuscus</i>	Goéland brun	368	5 758	
	<i>Larus marinus</i>	Goéland marin	234	1 698	
Mouettes	<i>Larus minutus</i>	Mouette pygmée	1 554	–	
	<i>Larus ridibundus</i>	Mouette rieuse	829	–	
	<i>Rissa tridactyla</i>	Mouette tridactyle	59 167	674	
Petits puffins	<i>Puffinus puffinus</i> <i>Puffinus mauretanicus</i>	Puffin des anglais Puffin des baléares	–	3 227	
Grands puffins	<i>Calonectris diomedea</i>	Puffin cendré	–	28 970	
	<i>Puffinus gravis</i> <i>Puffinus griseus</i>	Puffin majeur Puffin fuligineux	–	43 651	
Fulmars	<i>Fulmarus glacialis</i>	Fulmar boréal	14 177	3 071	
Grands labbes	<i>Catharacta skua</i>	Grand labbe	3 846	1 187	
Sternes	<i>Sterna sandvicensis</i>	Sterne caugek	440	2 274	
	<i>Sterna hirundo</i> <i>Sterna paradisaea</i>	Sterne pierregarin Sterne arctique	–	3 605	
Plongeurs	<i>Gavia stellata</i> <i>Gavia arctica</i> <i>Gavia immer</i>	Plongeur catmarin Plongeur arctica Plongeur imbrin	108	–	
	<i>Morus bassanus</i>	Fou de bassan	72 725	34 954	
	Océanites	<i>Hydrobates pelagicus</i> <i>Hydrobates leucorhous</i> <i>Hydrobates castro</i>	Petrel tempête	17 006	–
Cormorans		<i>Phalacrocorax carbo</i> <i>Phalacrocorax aristotelis</i>	Grand cormorant Cormoran huppé	1 570	2 893
		Alcidés	<i>Fratercula arctica</i> <i>Uria aalge</i> <i>Alca torda</i>	Macareux moine Guillemot de troil Pingouin torda	161 383

### 3.2.3.2. Données des campagnes de suivis par bateau PELGAS

Les valeurs de l'indicateur OM\_Abond sont présentées pour 17 espèces d'oiseaux marins appartenant à deux groupes d'espèces (en considérant tous les goélands comme des oiseaux marins de surface ; Tableau 1).

**Tableau 20** : Changement annuel moyen (en %, année de référence = 2011) de l'abondance relative des oiseaux marins dans la SRM Golfe de Gascogne.

Nom	Groupe			OM_Abond				
	Oiseaux marins de surface	Oiseaux plongeurs pélagiques	Œuf	borne inf	moyenne	borne sup	seuil	BEE
Goéland argenté	X		1+	-8,5	-0,2	8	-0,5	
Goéland brun	X		1+	-5,2	-1,1	2,9	-0,5	
Fulmar boréal	X		1	-6,7	-1,3	4,2	-0,5	
Océanite tempête	X		1	-2,5	0	2,5	-0,5	
Grand labbe	X		1+	-5,2	-0,3	4,7	-0,5	
Labbe parasite	X		1+	-3,5	0,2	3,9	-0,5	
Goéland marin	X		1+	-4,7	0	4,8	-0,5	
Mouette tridactyle	X		1+	-4,8	0,2	5,2	-0,5	
Sterne pierregarin	X		1+	-3,9	0	4	-0,5	
Sterne caugek	X		1+	-5,7	-0,3	5,2	-0,5	
Puffin des Anglais	X		1	-4,9	0,8	6,5	-0,5	
Puffin des Baléares	X		1	-18,6	3,4	25,3	-0,5	
Pingouin torda		X	1+	-3,6	0,1	3,8	-0,5	
Guillemot de Troïl		X	1+	-13,2	2,3	17,8	-0,5	
Fou de Bassan		X	1	-4	2,8	9,6	-0,5	
Grand cormoran		X	1+	-4,2	0,5	5,1	-0,5	
Cormoran huppé		X	1+	-5,9	0,5	6,9	-0,5	

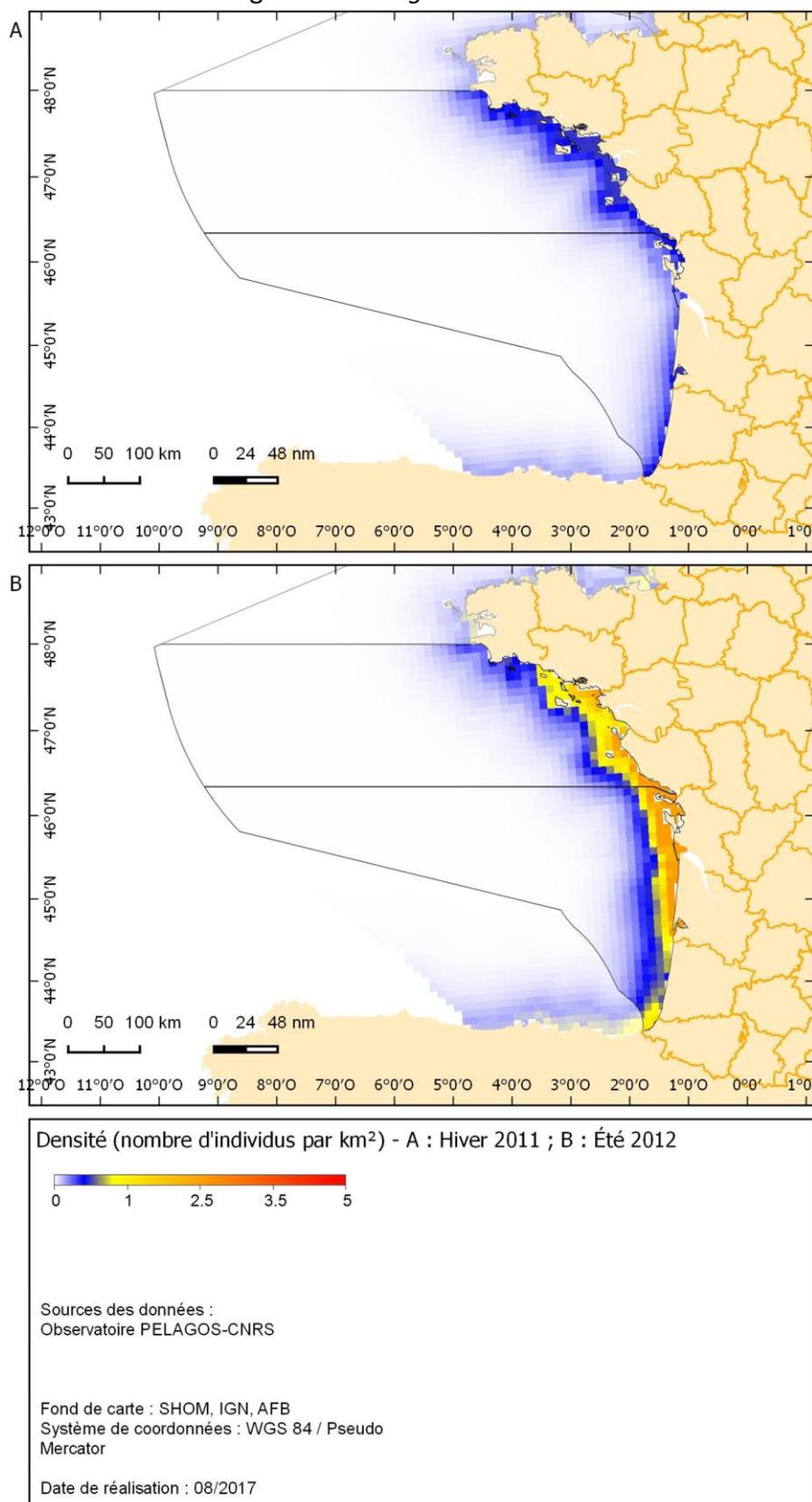
A l'aune de ces indicateurs, deux espèces ne sont pas en BEE : le Goéland brun et le Fulmar boréal. Pour toutes les autres espèces considérées, l'intervalle de confiance à 80 % de l'indicateur inclut la valeur 0 et la valeur moyenne est également centrée sur 0, ce qui permet de considérer le BEE comme atteint ou maintenu pour ces espèces.

### 3.2.4 Répartition spatiale des oiseaux en mer

#### 3.2.4.1. Données des campagnes de suivis aériens SAMM

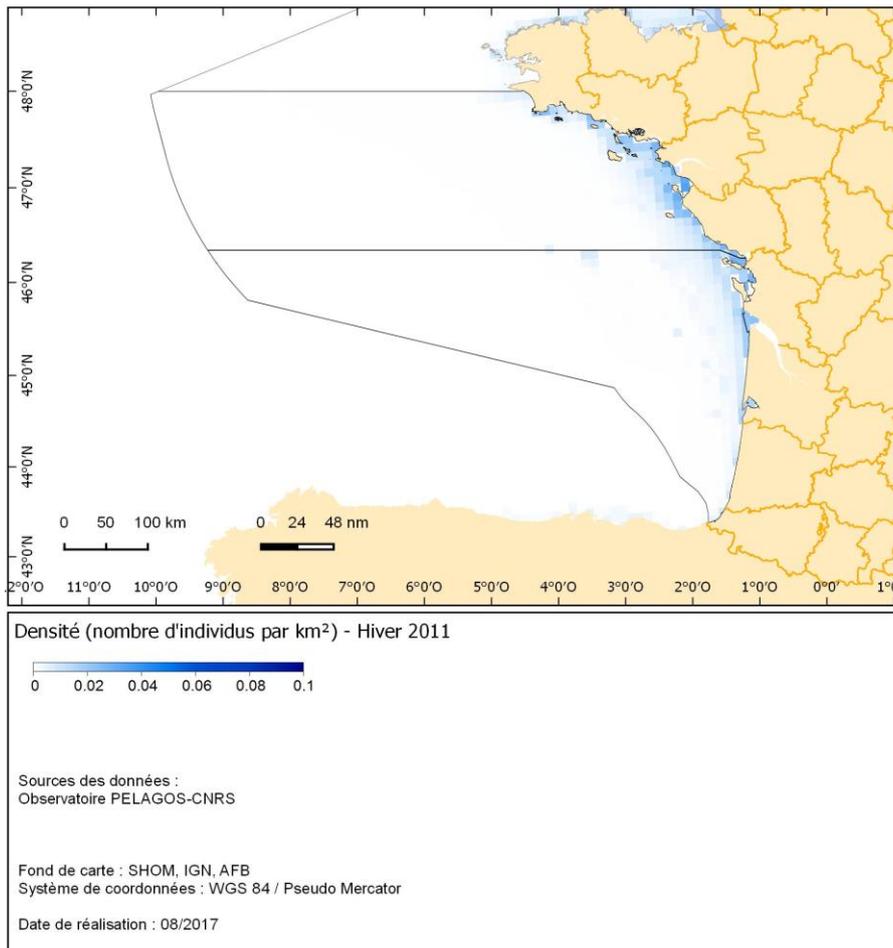
##### Les Goélands

- Goélands gris - *Larus argentatus* & *Larus michahellis*



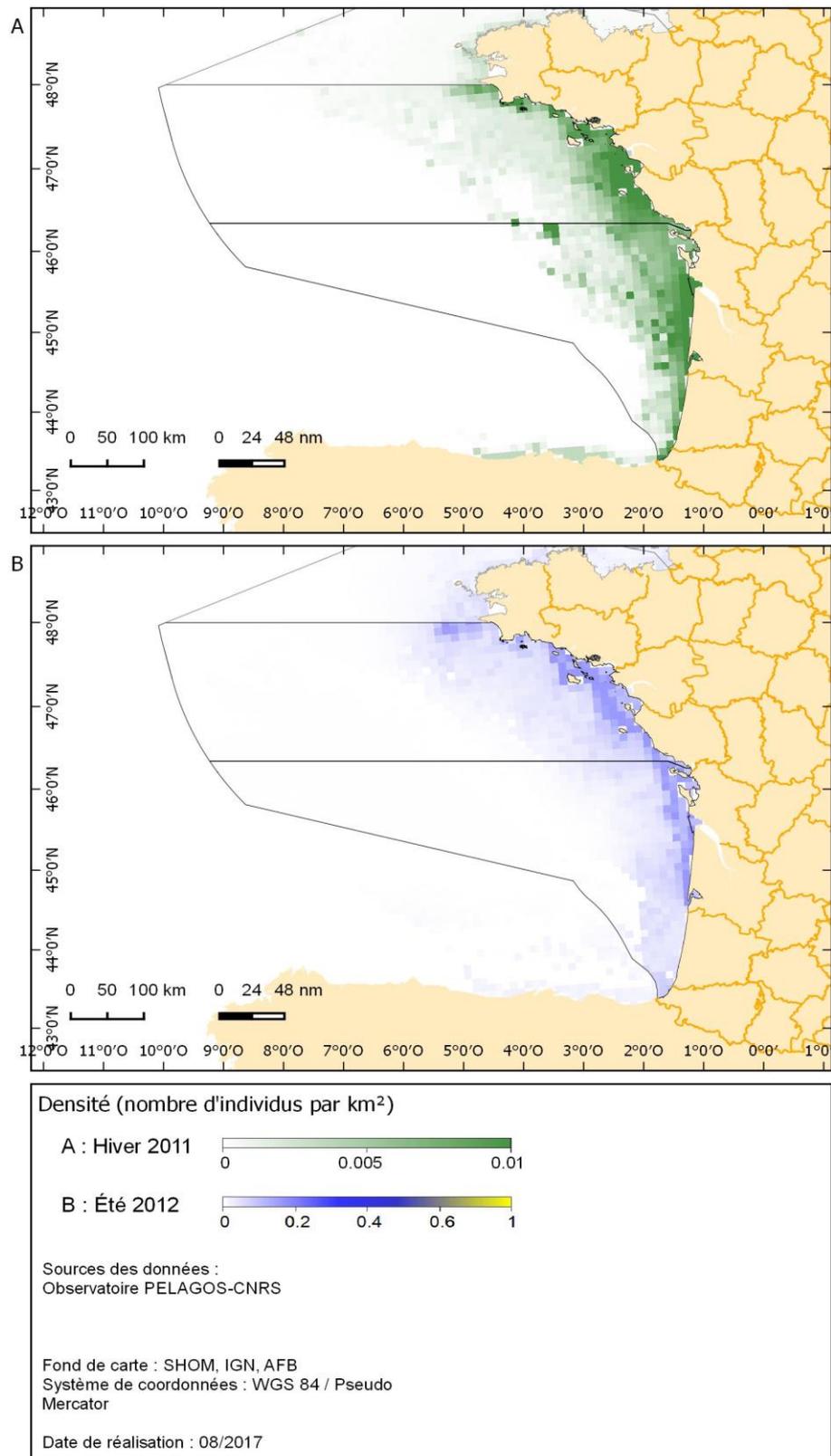
**Figure 33 :** Nombre d'individus par km<sup>2</sup> de goélands gris (*Larus argentatus* et *Larus michahellis*) dans la SRM Golfe de Gascogne en hiver 2011 (A) et été 2012 (B)

- Petits goélands gris - *Larus canus*



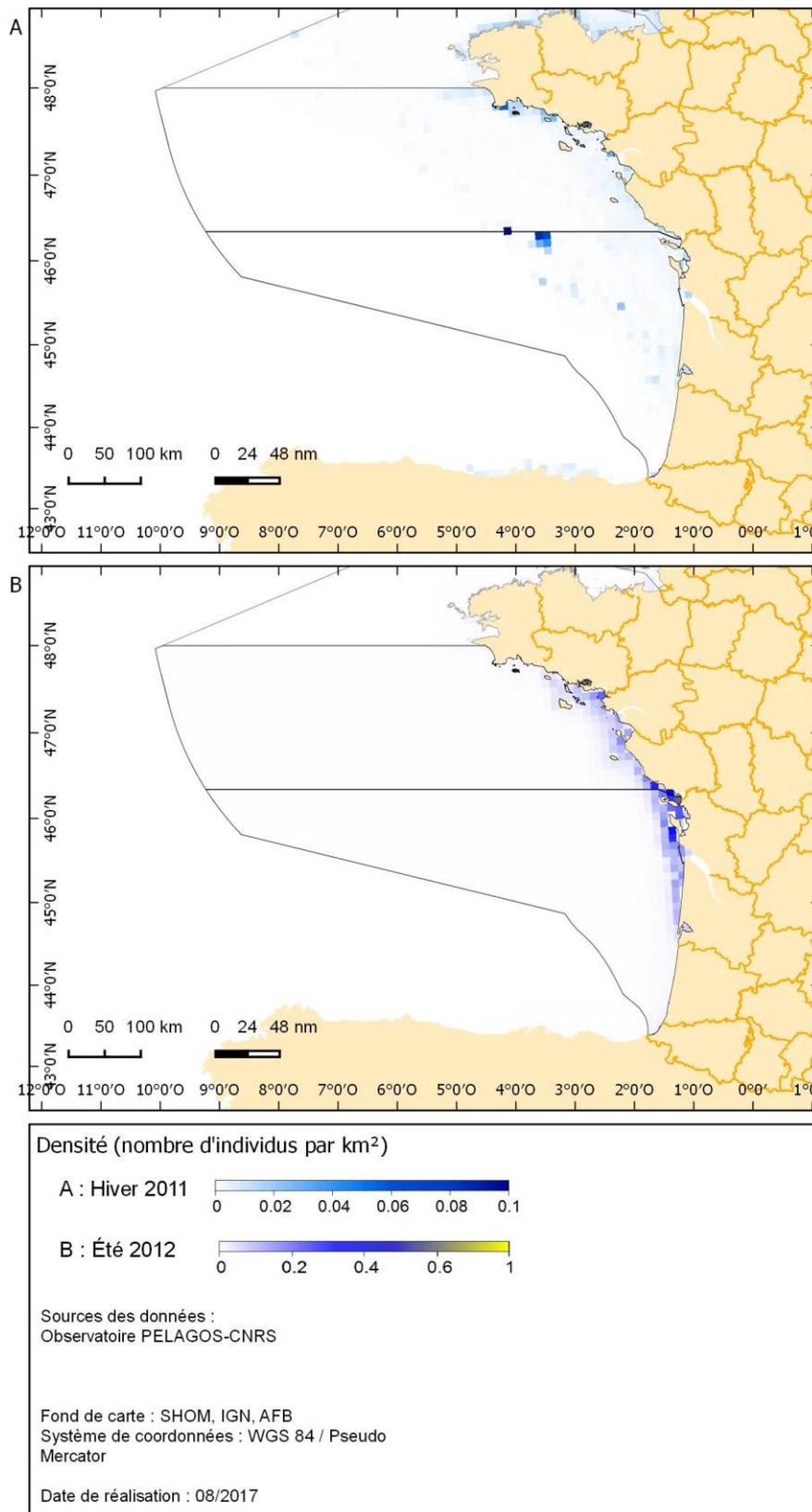
**Figure 34 :** Nombre d'individus par km<sup>2</sup> de petits goélands gris *Larus canus* dans la SRM Golfe de Gascogne en hiver 2011

- Goélands noirs  
- *Larus fuscus*



**Figure 35** : Nombre d'individus par km<sup>2</sup> de goélands noirs *Larus fuscus* dans la SRM Golfe de Gascogne en hiver 2011 (A) et été 2012 (B).

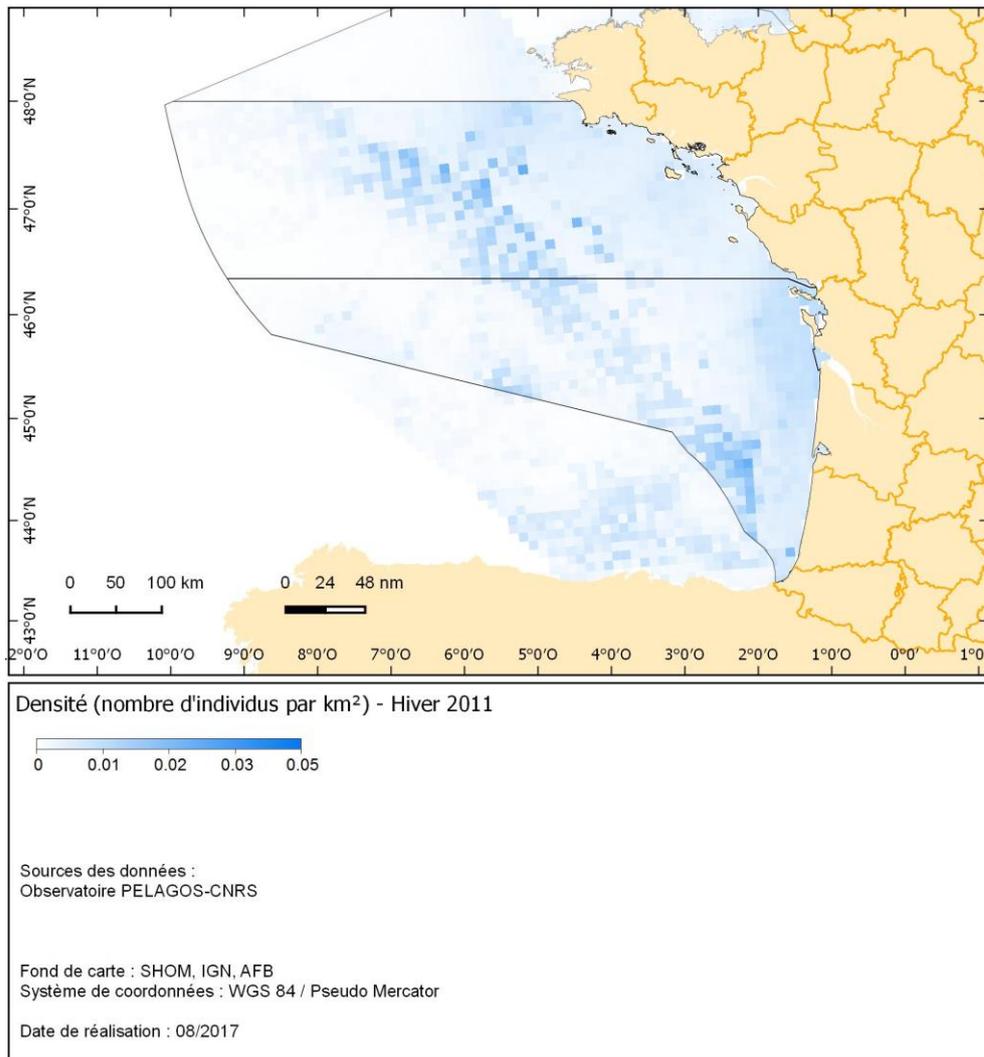
- *Larus marinus*



**Figure 36** : Nombre d'individus par km<sup>2</sup> de goélands noirs *Larus marinus* dans la SRM Golfe de Gascogne en hiver 2011 (A) et été 2012 (B).

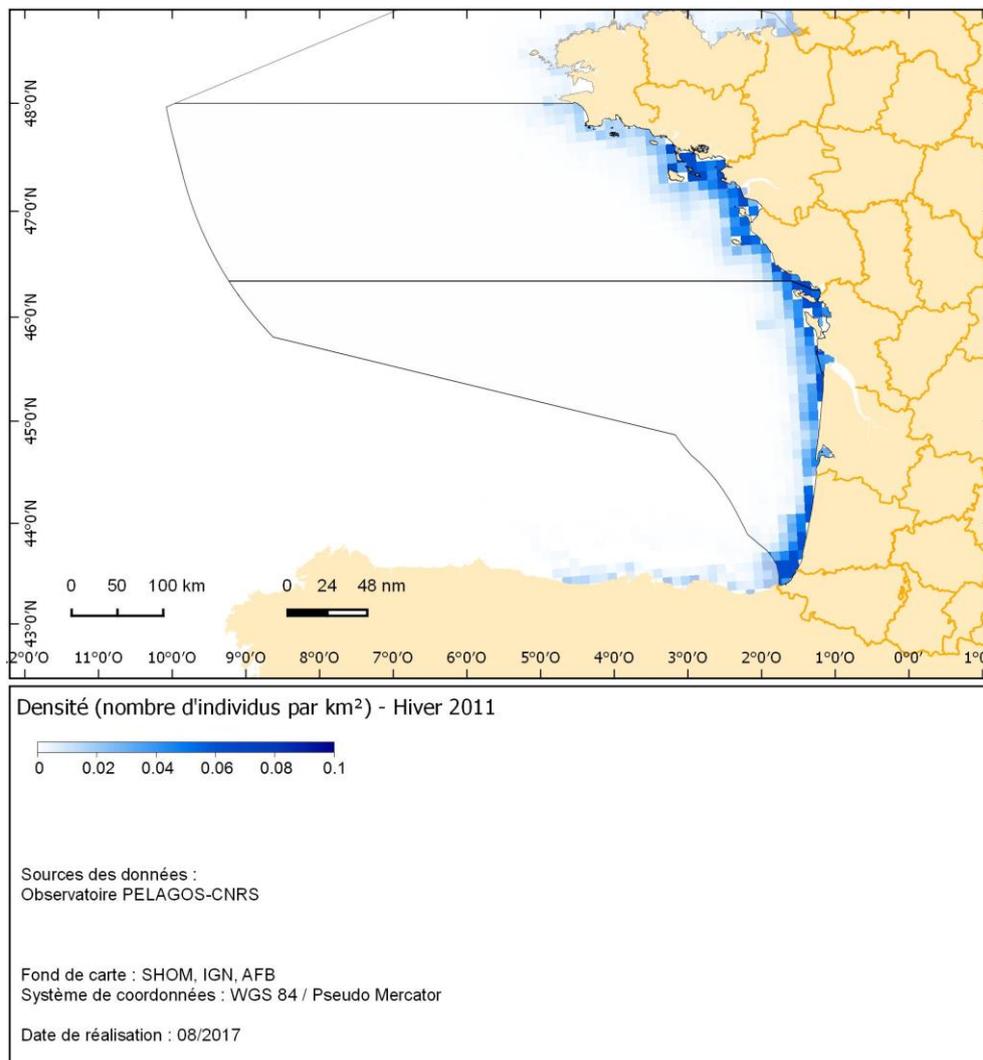
## Les Mouettes

- *Larus minutus*



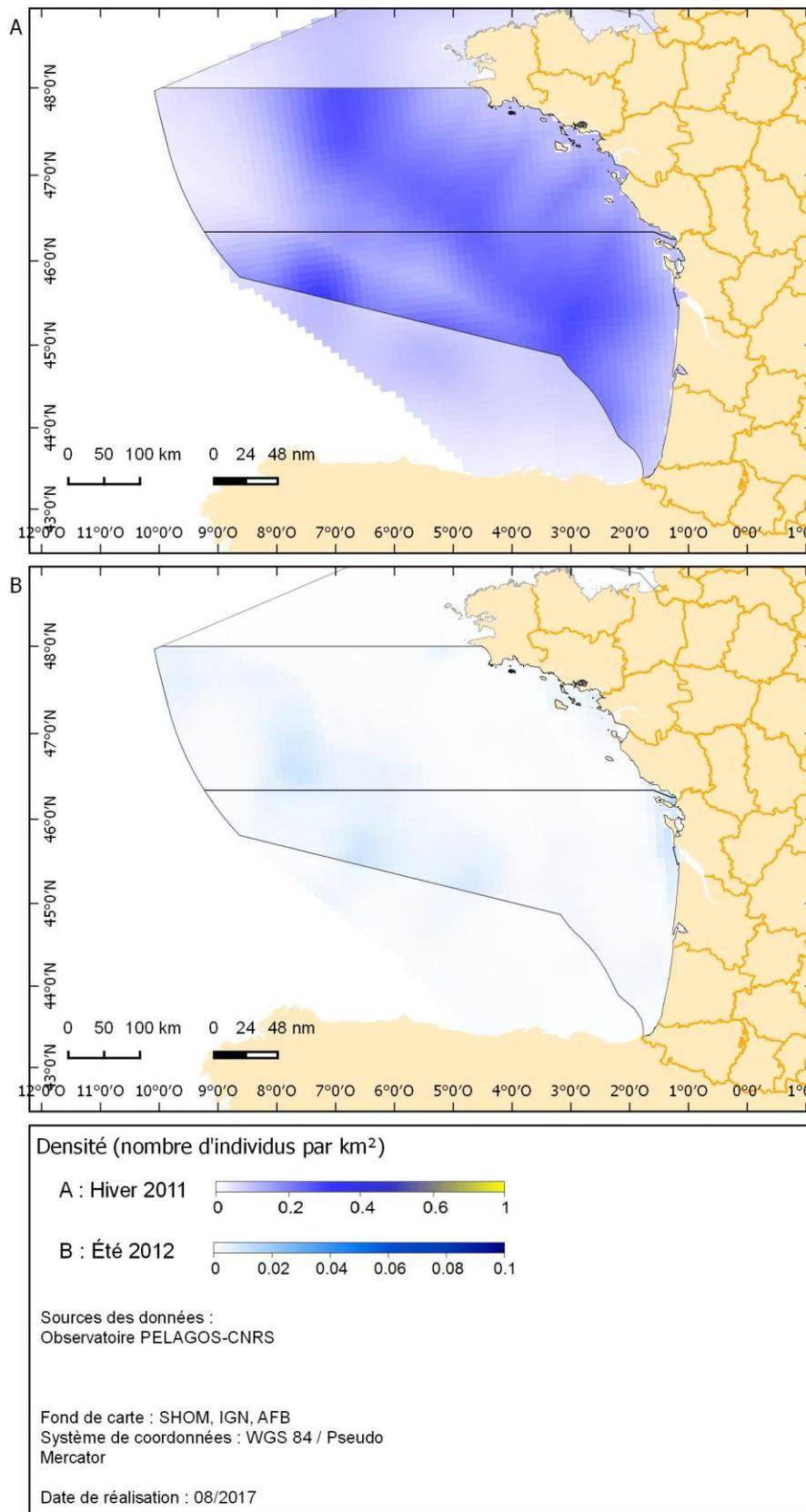
**Figure 37** : Nombre d'individus par km<sup>2</sup> de mouettes *Larus minutus* dans la SRM Golfe de Gascogne en hiver 2011

• *Larus ridibundus*



**Figure 38** : Nombre d'individus par km<sup>2</sup> de mouettes *Larus ridibundus* dans la SRM Golfe de Gascogne en hiver 2011

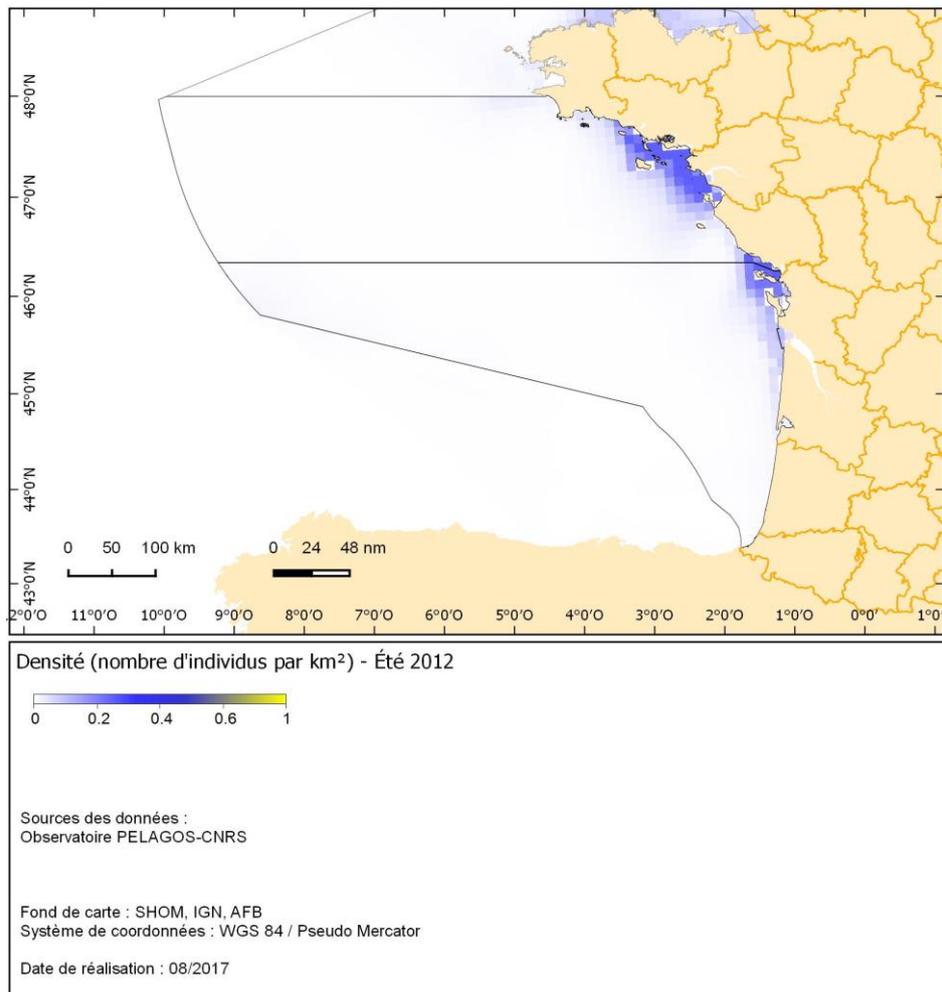
- *Rissa tridactyla*



**Figure 39 :** Nombre d'individus par km<sup>2</sup> de mouettes *Rissa tridactyla* dans la SRM Golfe de Gascogne en hiver 2011 (A) et été 2012 (B).

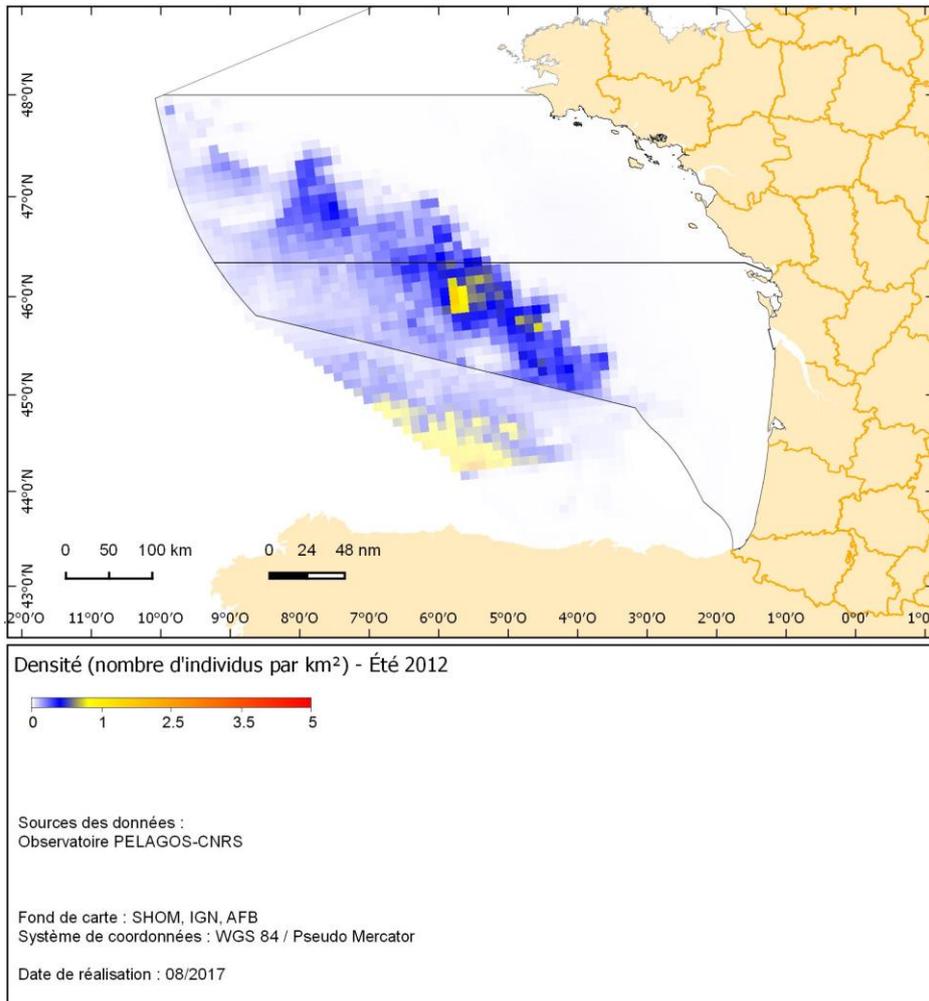
## Les Puffins

- Petits puffins *Puffinus puffinus* & *Puffinus mauretanicus*



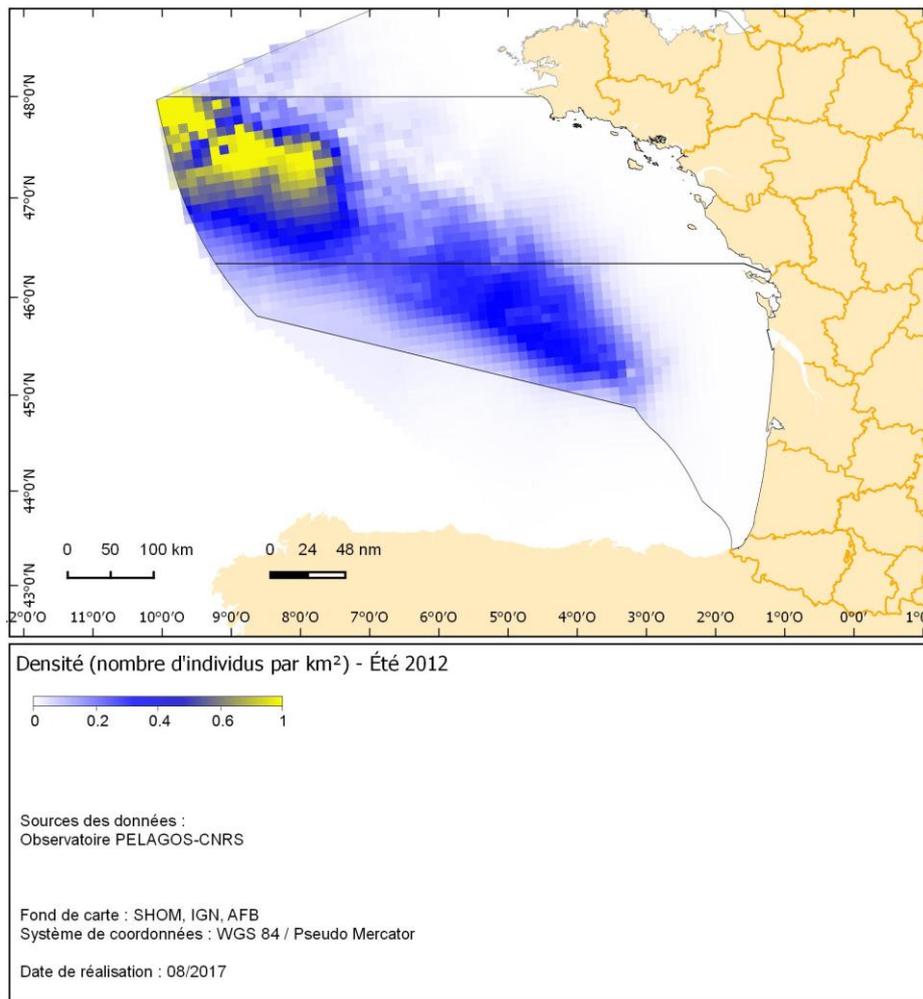
**Figure 40 :** Nombre d'individus par km<sup>2</sup> des petits puffins *Puffinus puffinus* et *Puffinus mauretanicus* dans la SRM Golfe de Gascogne en été 2012.

- Grands puffins
  - *Calonectris diomedea*



**Figure 41** : Nombre d'individus par km<sup>2</sup> des grands puffins *Calonectris diomedea* dans la SRM Golfe de Gascogne en été 2012

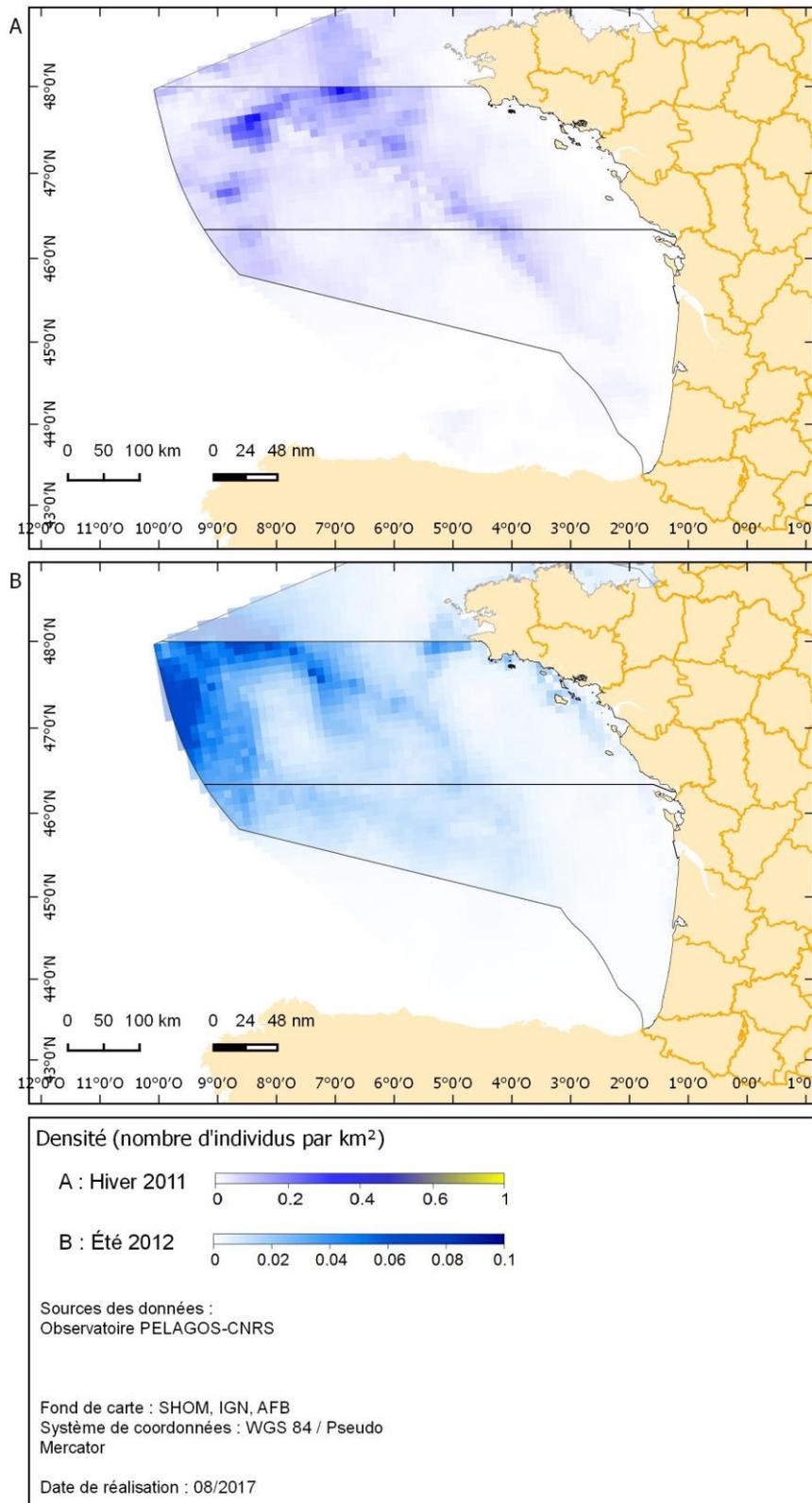
- *Puffinus gravis* & *Puffinus griseus*



**Figure 42** : Nombre d'individus par km<sup>2</sup> des grands puffins *Puffinus gravis* et *Puffinus griseus* dans la SRM Golfe de Gascogne en été 2012

## Les Fulmars

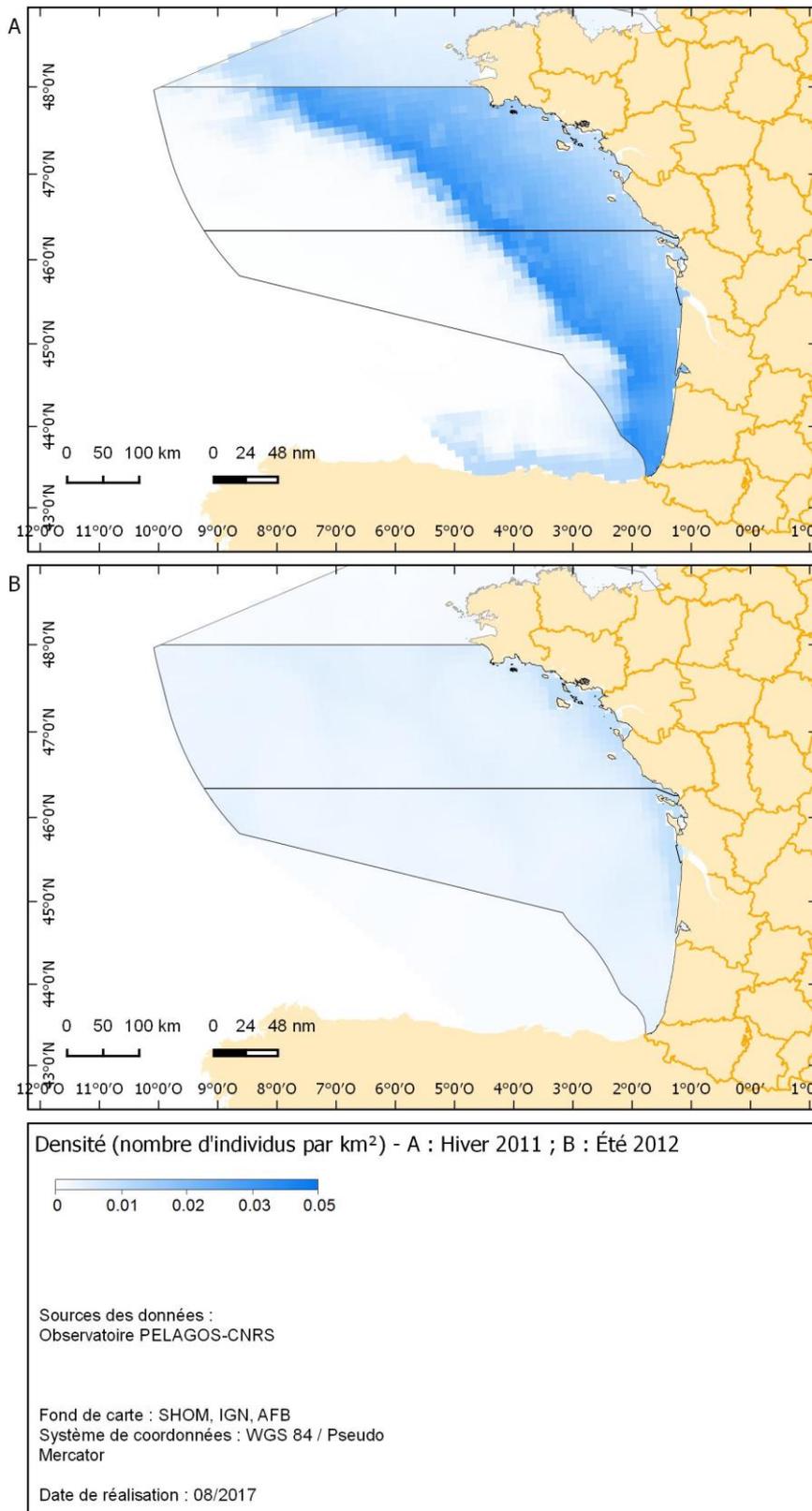
- *Fulmarus glacialis*



**Figure 43** : Nombre d'individus par km<sup>2</sup> de fulmars *Fulmarus glacialis* dans la SRM Golfe de Gascogne en hiver 2011 (A) et en été 2012 (B).

## Les Labbes

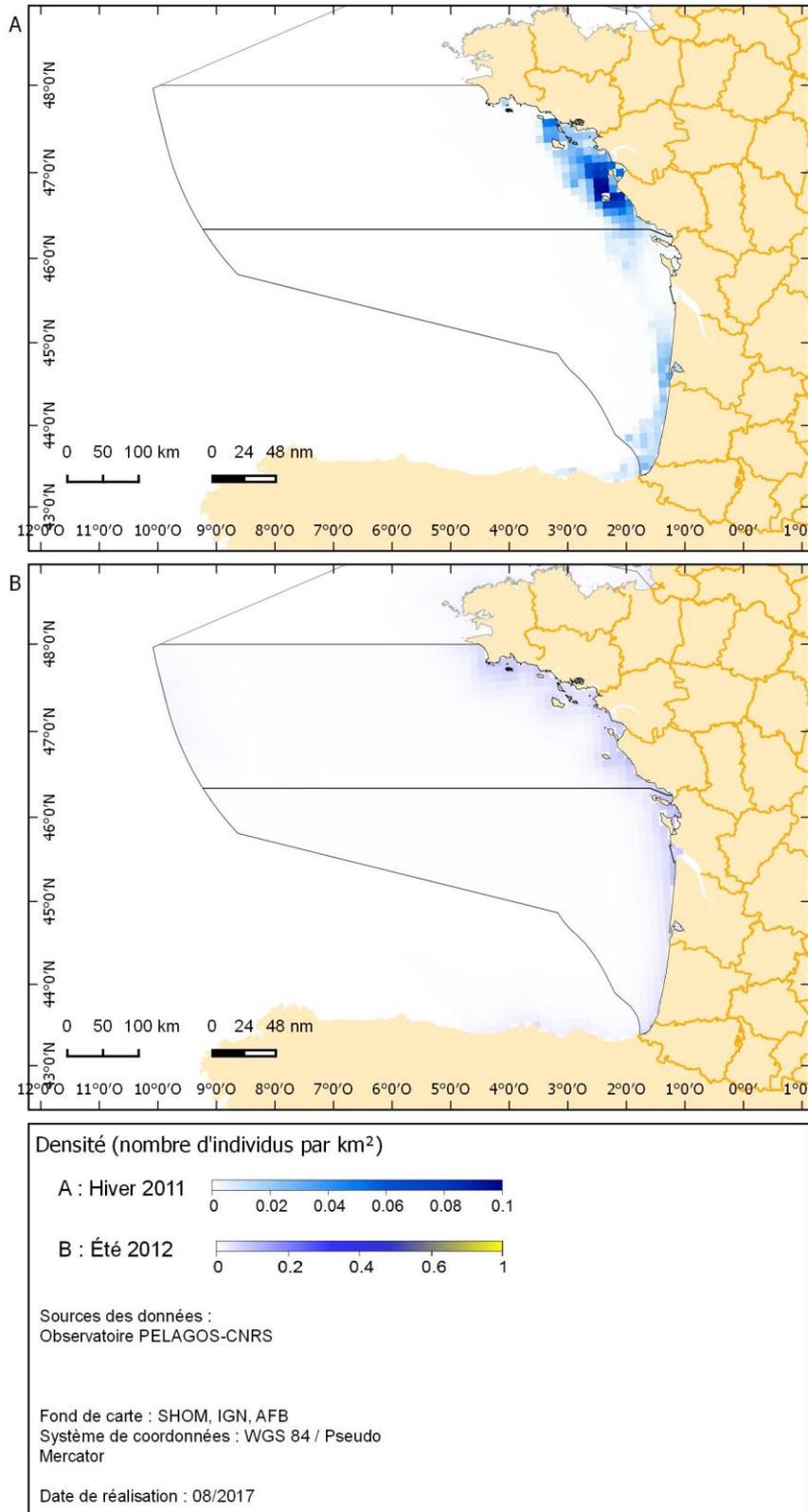
- Grands Labbes - *Catharacta skua*



**Figure 44 :** Nombre d'individus par km<sup>2</sup> des grands labbes *Catharacta skua* dans la SRM Golfe de Gascogne en hiver 2011 (A) et en été 2012 (B).

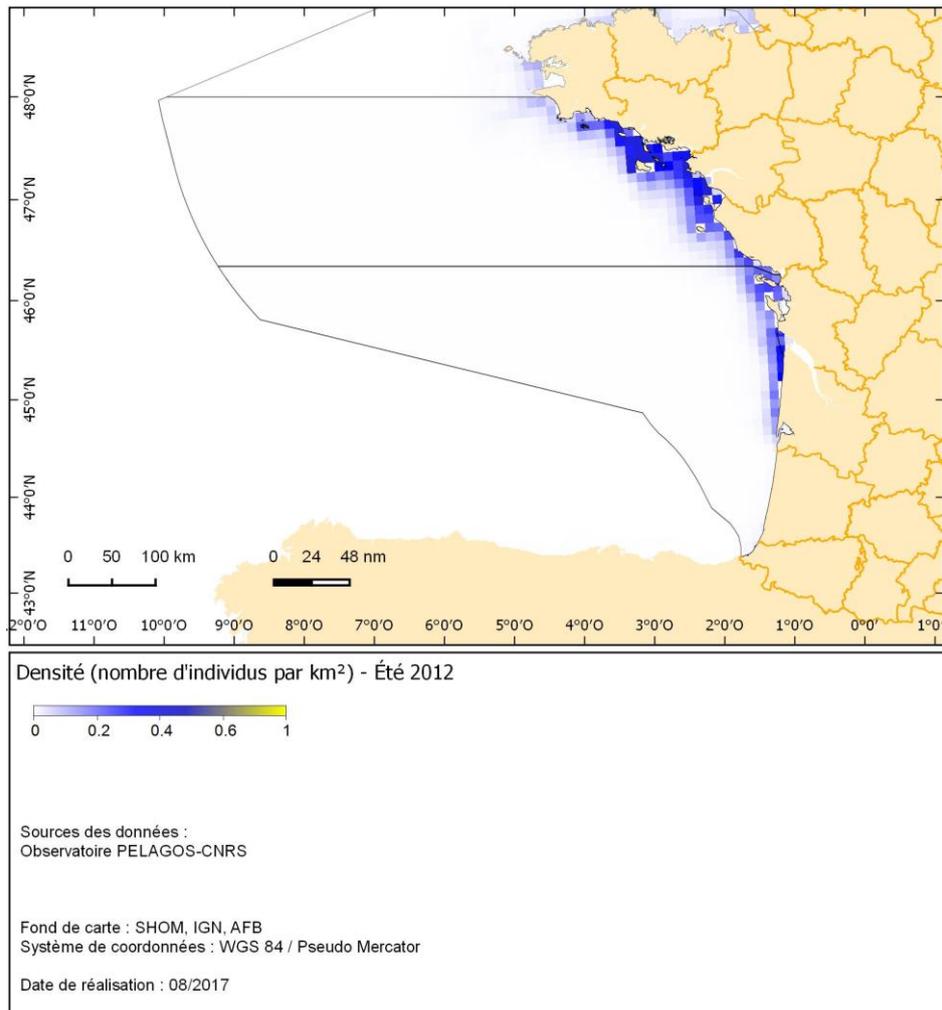
## Les Sternes

- *Sterna sandvicensis*



**Figure 45** : Nombre d'individus par km<sup>2</sup> des sternes *Sterna sandvicensis* dans la SRM Golfe de Gascogne en hiver 2011 (A) et en été 2012 (B).

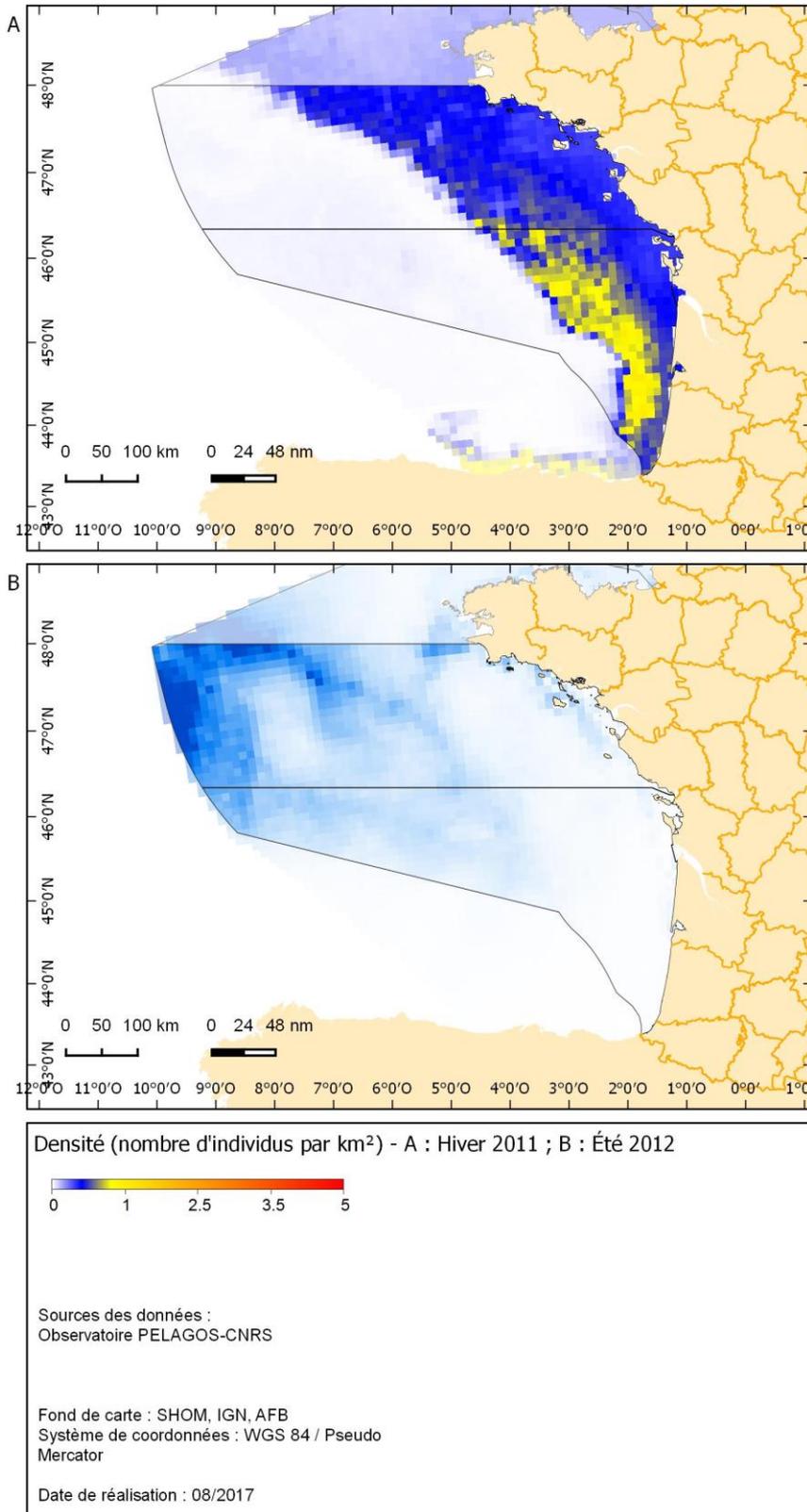
- Sternes moyennes
  - *Sterna hirundo* & *Sterna paradisaea*



**Figure 46 :** Nombre d'individus par km<sup>2</sup> des sternes *Sterna hirundo* et *Sterna paradisaea* dans la SRM Golfe de Gascogne en été 2012.

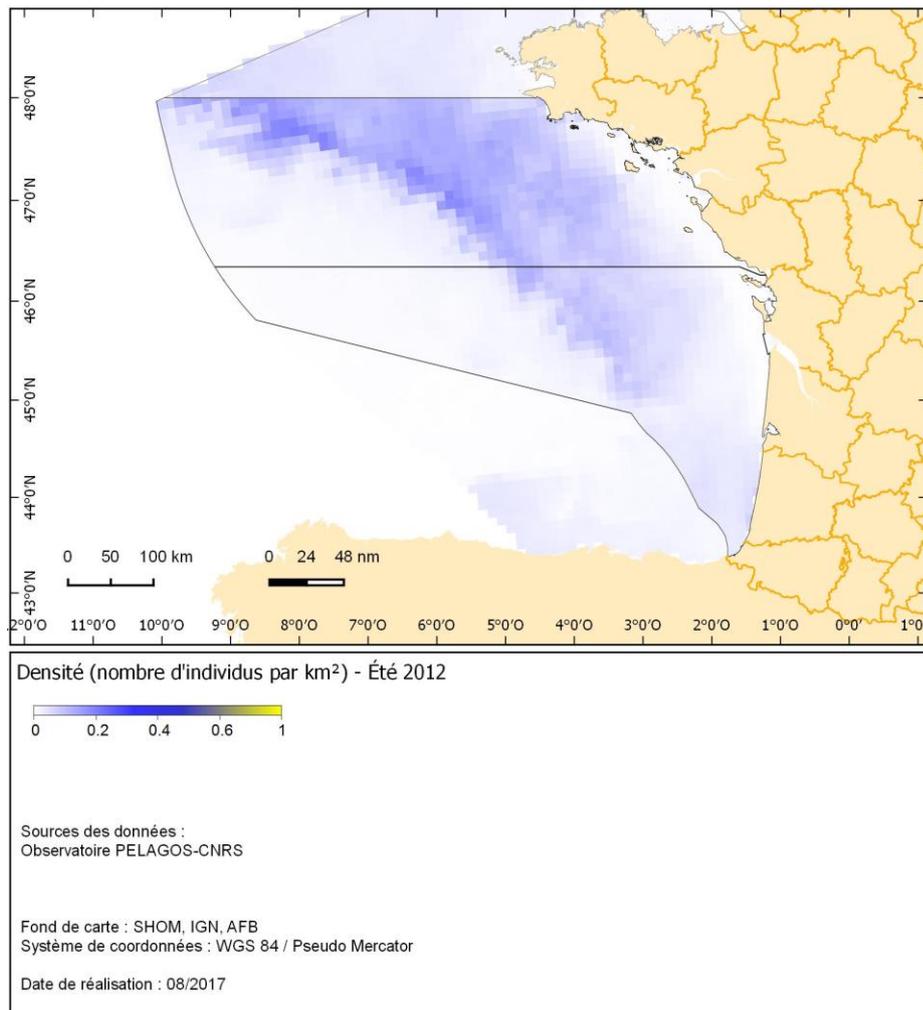
## Fou de Bassan

- *Morus bassanus*



**Figure 47** : Nombre d'individus par km<sup>2</sup> des fous de Bassan *Morus bassanus* dans la SRM Golfe de Gascogne en hiver 2011 (A) et été 2012 (B).

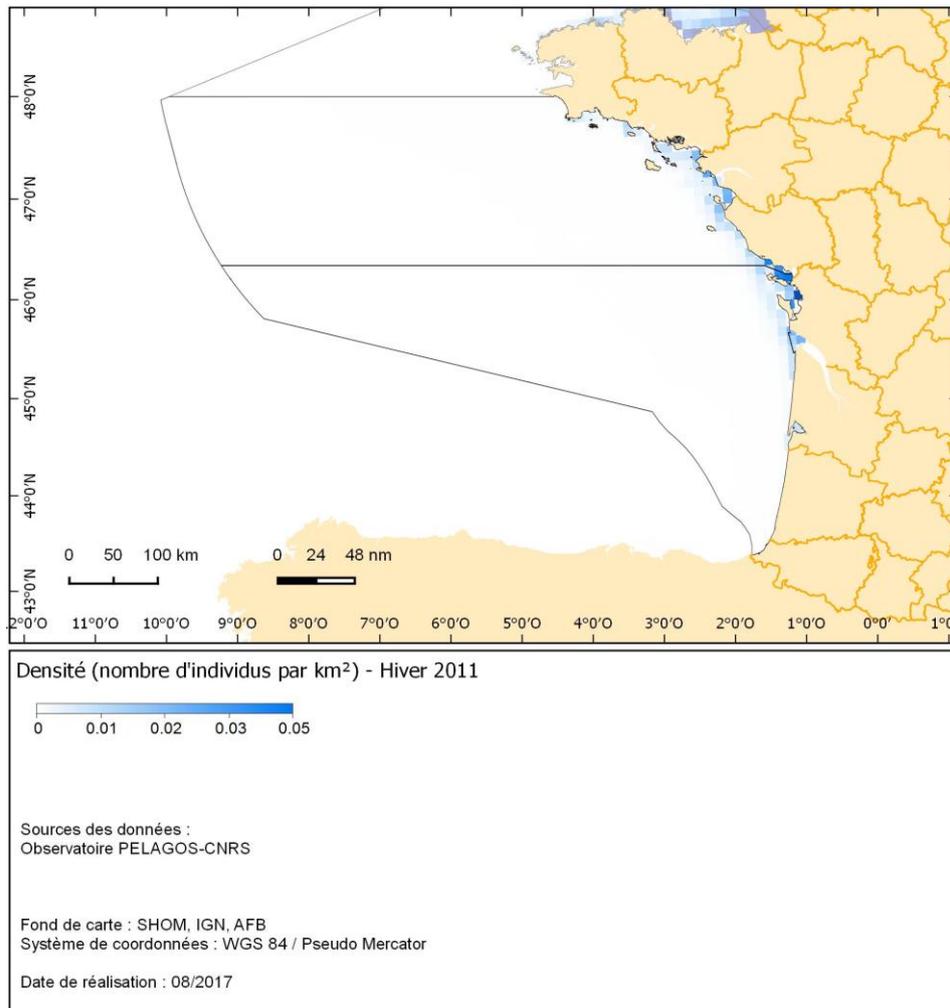
## Océanites indéterminés



**Figure 48** : Nombre d'individus par km<sup>2</sup> d'océanites indéterminés dans la SRM Golfe de Gascogne en été 2012

## Plongeurs indéterminés

- *Gavia stellata*, *Gavia arctica*, *Gavia immer*



**Figure 49** : Nombre d'individus par km<sup>2</sup> de plongeurs dans la SRM Golfe de Gascogne en hiver 2011

### 3.2.4.2. Données des campagnes de suivis par bateau PELGAS

Les valeurs de l'indicateur OM\_Distri sont présentées pour 17 espèces d'oiseaux marins appartenant à deux groupes d'espèces (en considérant tous les goélands comme des oiseaux marins de surface ; Tableau 21).

Pour 5 des espèces considérées, la borne supérieure de l'intervalle de confiance à 80 % de l'indicateur est inférieure à 0 : le fulmar boréal, l'océanite (pétrel) tempête, le grand labbe, le goéland brun et la sterne caugek. Ces 5 espèces appartiennent au groupe fonctionnel des oiseaux marins de surface, dont 12 sont évalués. Le BEE est considéré comme atteint ou maintenu à l'aune de cet indicateur pour les autres espèces. Le fou de Bassan est omniprésent dans la SRM golfe de Gascogne et sa proportion de l'aire occupée est très proche de 1, ce qui induit des problèmes d'estimation (la proportion de l'aire occupée est égale à 1 sans variation au cours du temps).

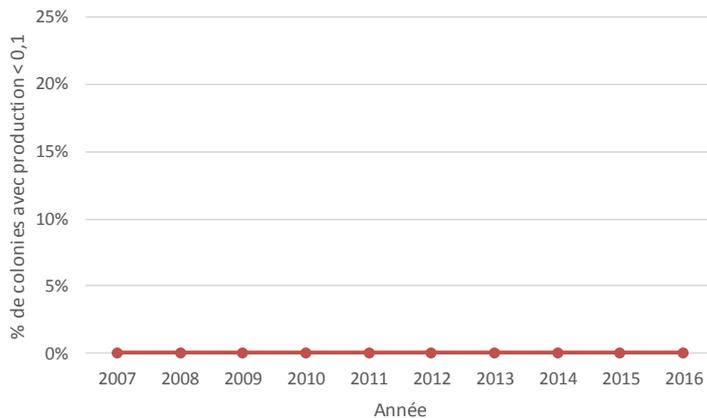
**Tableau 21** : Changement annuel moyen (% , année de référence = 2011) dans la proportion de l'aire occupée par les oiseaux marins dans la SRM Golfe de Gascogne.

Nom	Groupe			OM_Distri				BEE
	Oiseaux marins de surface	Oiseaux plongeurs pélagiques	Œuf	borne inf	moyenne	borne sup	seuil	
Goéland argenté	X		1+	-2,6	-1,3	0,1	0,0	
Goéland brun	X		1+	-3,3	-2	-0,6	0,0	
Fulmar boréal	X		1	-3,8	-2,2	-0,6	0,0	
Océanite tempête	X		1	-4	-2,1	-0,1	0,0	
Grand labbe	X		1+	-5	-3	-0,9	0,0	
Labbe parasite	X		1+	-2,9	-0,8	1,2	0,0	
Goéland marin	X		1+	-0,5	-0,1	0,4	0,0	
Mouette tridactyle	X		1+	-1,6	-0,5	0,6	0,0	
Sterne pierregarin	X		1+	-1,7	-0,6	0,4	0,0	
Sterne caugek	X		1+	-3,7	-2,4	-1,1	0,0	
Puffin des Anglais	X		1	-0,5	0,5	1,5	0,0	
Puffin des Baléares	X		1	-2,6	-1,1	0,4	0,0	
Pingouin torda		X	1+	-1,2	0,6	2,3	0,0	
Guillemot de Troil		X	1+	-0,5	0,6	1,6	0,0	
Fou de Bassan		X	1	0	0	0	0,0	
Grand cormoran		X	1+	-1,7	-0,8	0,1	0,0	
Cormoran huppé		X	1+	-0,5	0,1	0,7	0,0	

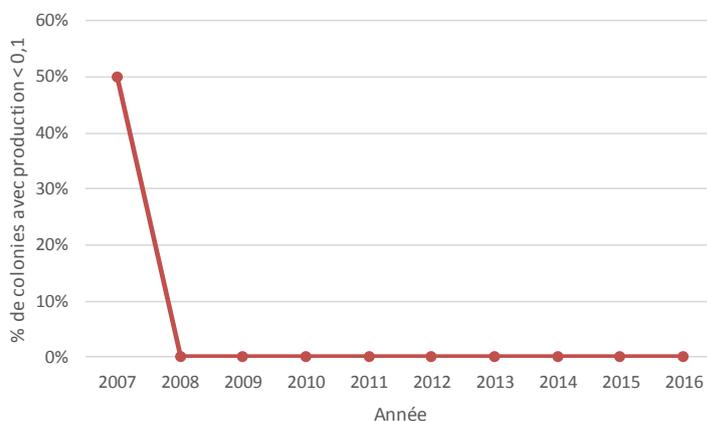
### 3.2.5 Succès reproducteur des oiseaux marins

À l'échelle de la subdivision nord de la SRM golfe de Gascogne, quelques espèces font l'objet d'un suivi de la production en jeunes sur quelques colonies, dans le cadre de l'Observatoire régional des oiseaux marins en Bretagne (Cadiou *et al.*, 2016 ; Jacob, 2016) ou dans d'autres cadres en Loire-Atlantique et en Vendée : cormoran huppé (4 colonies), goéland argenté (1 colonie) et sternes (de l'ordre d'une trentaine à une quarantaine de colonies suivies annuellement). Durant la dernière décennie, aucun cas de production en jeunes inférieure à 0,1 jeune par couple n'a été enregistré chez le cormoran huppé et le goéland argenté. Pour les sternes, par contre, la fréquence des échecs de la reproduction est un peu plus élevée, notamment pour la sterne pierregarin. Pour la sterne caugek (2 à 3

colonies) et pour la sterne de Dougall (1 colonie), un seul cas d'échec massif a été enregistré. Les bilans disponibles pour la sterne pierregarin à l'échelle de la Bretagne sud et de la Loire-Atlantique sont pour partie à l'échelle de regroupement de colonies, ne permettant pas de calculer le pourcentage de colonies avec une production inférieure à 0,1 jeune par couple. Néanmoins, sur la base des résultats disponibles pour la production en jeunes à l'échelle des regroupements de colonies, la situation a été jugée comme favorable pour l'espèce.



**Figure 50 :** Proportion de colonies avec une production en jeunes inférieure à 0,1 jeune par couple pour le cormoran huppé dans l'UMR Nord SRM Golfe de Gascogne (N = 4 colonies).



**Figure 51 :** Proportion de colonies avec une production en jeunes inférieure à 0,1 jeune par couple pour la sterne caugek dans l'UMR Nord SRM Golfe de Gascogne (N = 2 à 3 colonies).

À l'échelle de l'UMR sud SRM Golfe de Gascogne, les seules informations disponibles sur la production en jeunes concernent la sterne caugek, avec une colonie suivie, et une production en jeunes toujours supérieure à 0,1 jeune par couple sur la période 2007-2016.

### 3.3. SRM Méditerranée occidentale

#### 3.3.1 Abondance des oiseaux marins nicheurs

Dans la SRM Méditerranée occidentale, 15 espèces nicheuses sont dénombrées, mouette rieuse incluse (Tableau 22).

Les évolutions numériques durant les dernières décennies sont plutôt positives, sauf pour l'océanite tempête. Pour le puffin cendré, la situation actuelle demeure mal connue, et il est délicat de définir une tendance numérique, c'est pourquoi le statut est considéré comme non évalué. Pour le goéland d'Audouin, l'apparente diminution des effectifs depuis la fin des années 1980 masque des fluctuations du nombre de couples nicheurs, entre une cinquantaine et une centaine de couples selon les années, sans tendance numérique clairement identifiable (dire d'expert). La situation peut donc être considérée comme non défavorable pour cette espèce. Pour le goéland leucopnée et la mouette mélanocéphale, une diminution des effectifs a été enregistrée, respectivement depuis la fin des années 1990 et depuis 2010.

**Tableau 22 :** Évolution des effectifs d'oiseaux marins nicheurs dans la SRM Méditerranée occidentale.

Espèces	Oeufs	1988	tx-évol	1998	tx-évol	2010	tx-évol	2016	BEE
Puffin cendré	1	1065	10 %	1170	-20 %	940	?	?	
Puffin yelkouan	1	310	15 %	355	135 %	835	?	?	
Océanite tempête	1	160	-38 %	100	-65 %	35	?	?	
Fou de Bassan	1	0	_	1	_	1	?	?	
Grand cormoran	>1	0	_	10	950 %	105	43 %	150	
Cormoran huppé	>1	405	96 %	795	33 %	1060	?	?	
Mouette mélanocéphale	>1	115	1530 %	1875	221 %	6020	-44	3350	
Mouette rieuse	>1	_	_	_	_	3135	12 %	3500	
Goéland railleur	>1	285	198 %	850	-39 %	520	87 %	970	
Goéland d'Audouin	>1	90	-17 %	75	20 %	90	-28 %	65	(1)
Goéland leucopnée	>1	31885	29 %	41065	-21 %	32530	?	?	
Sterne hansel	>1	410	-33 %	275	149 %	685	46 %	1000	
Sterne caugek	>1	640	76 %	1125	31 %	1475	93 %	2840	
Sterne pierregarin	>1	1975	-15 %	1670	-16 %	1410	66 %	2345	
Sterne naine	>1	695	40 %	975	-26 %	725	53 %	1110	

« \_ » taux d'accroissement non calculable ; « ? » pas de données disponibles pour l'actualisation des effectifs. BEE = considéré comme atteint en vert, non atteint en rouge, et non évalué en gris. (1) évaluation à dire d'expert. Effectifs en nombre de couples nicheurs, valeurs arrondies, pour les périodes 1987-1989, 1997-2001, 2009-2012 et 2015-2016.

### 3.3.2 Abondance des limicoles côtiers

Pour les 12 espèces considérées, seules 5 sont présentes à l'échelle de la SRM Méditerranée occidentale, et les effectifs en période de migration et d'hivernage sont stables pour 4 espèces (avocette élégante, pluvier argenté, courlis cendré, chevalier gambette) et en augmentation pour 1 espèce (bécasseau variable) (voir fiches détaillées en annexes).

Les seuils d'atteinte du bon état écologique n'étant actuellement pas définis pour ces échassiers en période de migration et d'hivernage, il n'est pas possible d'aller au-delà de ces résultats de tendances du taux de croissance.

### 3.3.3 Abondance des oiseaux en mer

Les abondances estimées avec le modèle de densité spatial des oiseaux observés lors des campagnes SAMM dans la SRM Méditerranée occidentale sont présentées dans le tableau 23.

Les espèces les plus abondantes dans cette sous-région marine par ordre décroissant sont la mouette pygmée et les goélands gris avec une fluctuation saisonnière pour toutes les espèces. Six groupes d'espèces ne sont présents dans la SRM Méditerranée occidentale qu'à une seule saison.

**Tableau 23** : Abondance estimée (nombre d'individus) des oiseaux observés en mer lors des survols aériens en Méditerranée occidentale en hiver 2011 et été 2012.

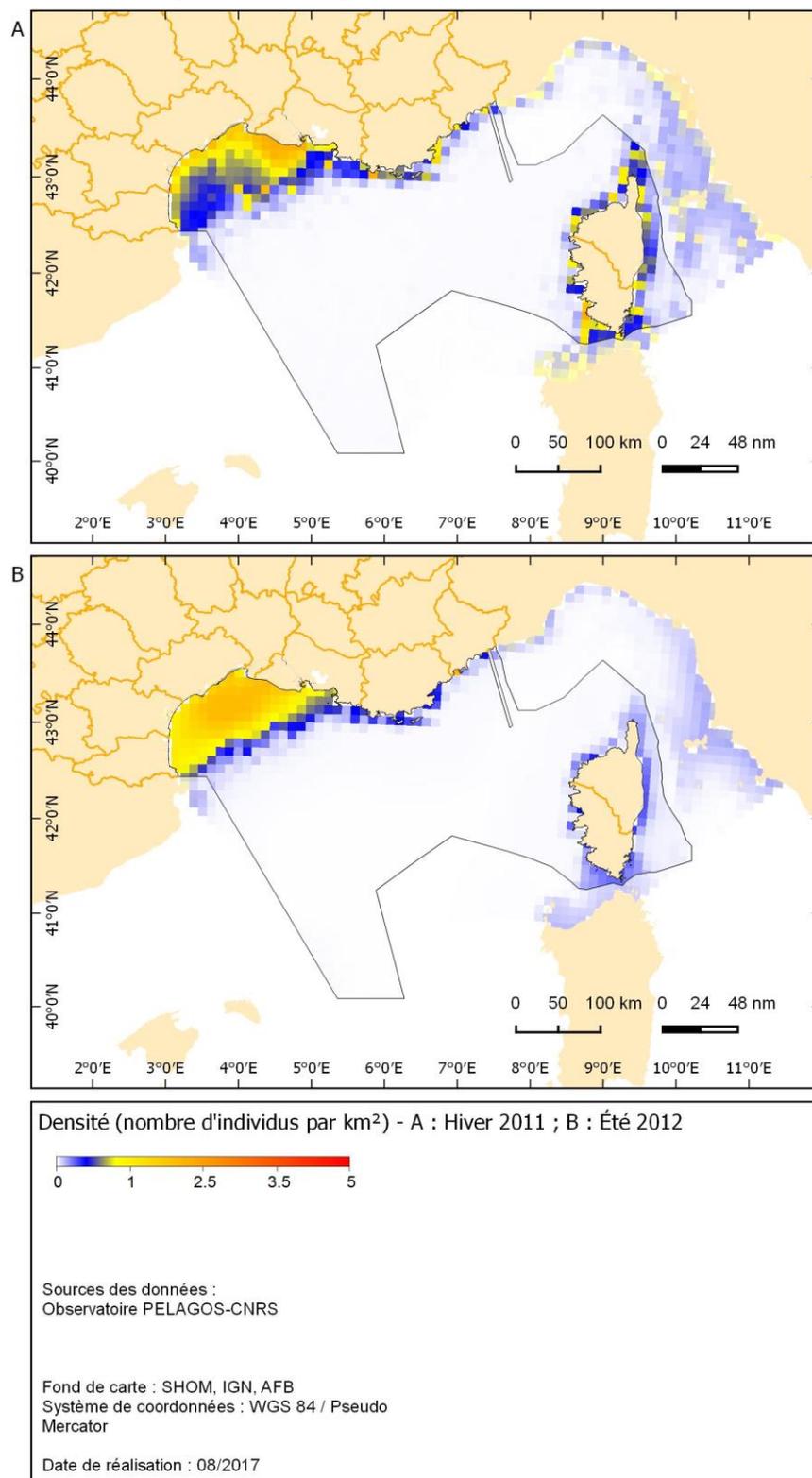
GROUPES D'ESPECES	ESPECES		HIVER 2011	ÉTÉ 2012	
Goélands gris	<i>Larus argentatus</i> <i>Larus michahellis</i>	Goéland argenté Goéland leucophée	41 888	27 980	
Mouettes	<i>Larus minutus</i>	Mouette pygmée	53 341	–	
	<i>Larus ridibundus</i>	Mouette rieuse	634	–	
Petits puffins	<i>Puffinus yelkouan</i> <i>Puffinus mauretanicus</i>	Puffin yelkouan Puffin des baléares	23 186	9 180	
Grands puffins	<i>Calonectris diomedea</i>	Puffin cendré	–	7 848	
	<i>Puffinus gravis</i> <i>Puffinus griseus</i>	Puffin majeur Puffin fuligineux	–	8 385	
Sternes	<i>Sterna sandvicensis</i>	Sterne caugek	1 034	4 302	
	<i>Sterna hirundo</i> <i>Sterna paradisaea</i>	Sterne pierregarin Sterne arctique	–	6 348	
Fous de Bassan	<i>Morus bassanus</i>	Fou de bassan	520	523	
Océanites	<i>Hydrobates pelagicus</i> <i>Hydrobates leucorhous</i> <i>Hydrobates castro</i>	Petrel tempête Petrel cul blanc Petrel de castro	1 606	–	
	Cormorans	<i>Phalacrocorax carbo</i> <i>Phalacrocorax aristotelis</i>	Grand cormoran Cormoran huppé	–	1 778
		Alcidés	<i>Fratercula arctica</i> <i>Uria aalge</i> <i>Alca torda</i>	Macareux moine Guillemot de Troil Pingouin torda	1 397

### 3.3.4 Répartition spatiale des oiseaux en mer

Les cartes de répartition spatiale des oiseaux en mer ont été obtenues à partir des données des campagnes aériennes SAMM.

#### Les Goélands

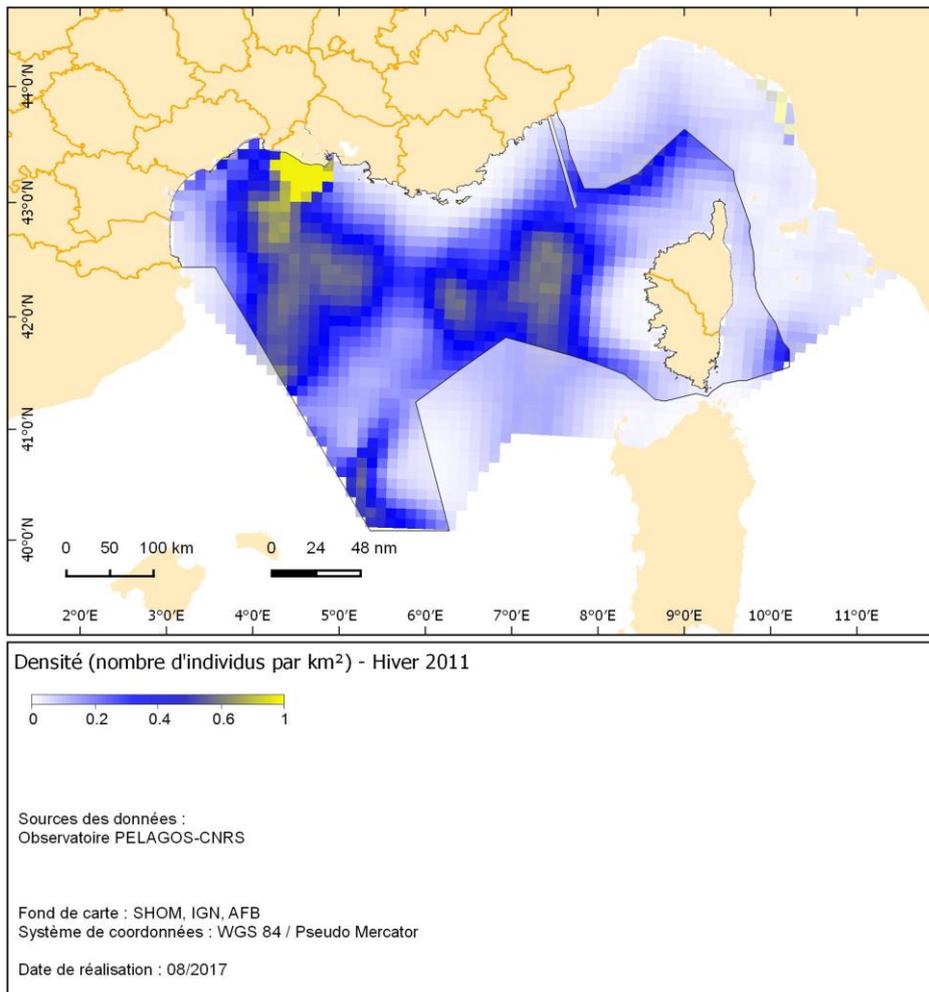
- Goélands gris - *Larus argentatus* & *Larus michahellis*



**Figure 52 :** Nombre d'individus par km<sup>2</sup> de goélands gris (*Larus argentatus* et *Larus michahellis*) dans la SRM Méditerranée occidentale en hiver 2011 (A) et été 2012 (B)

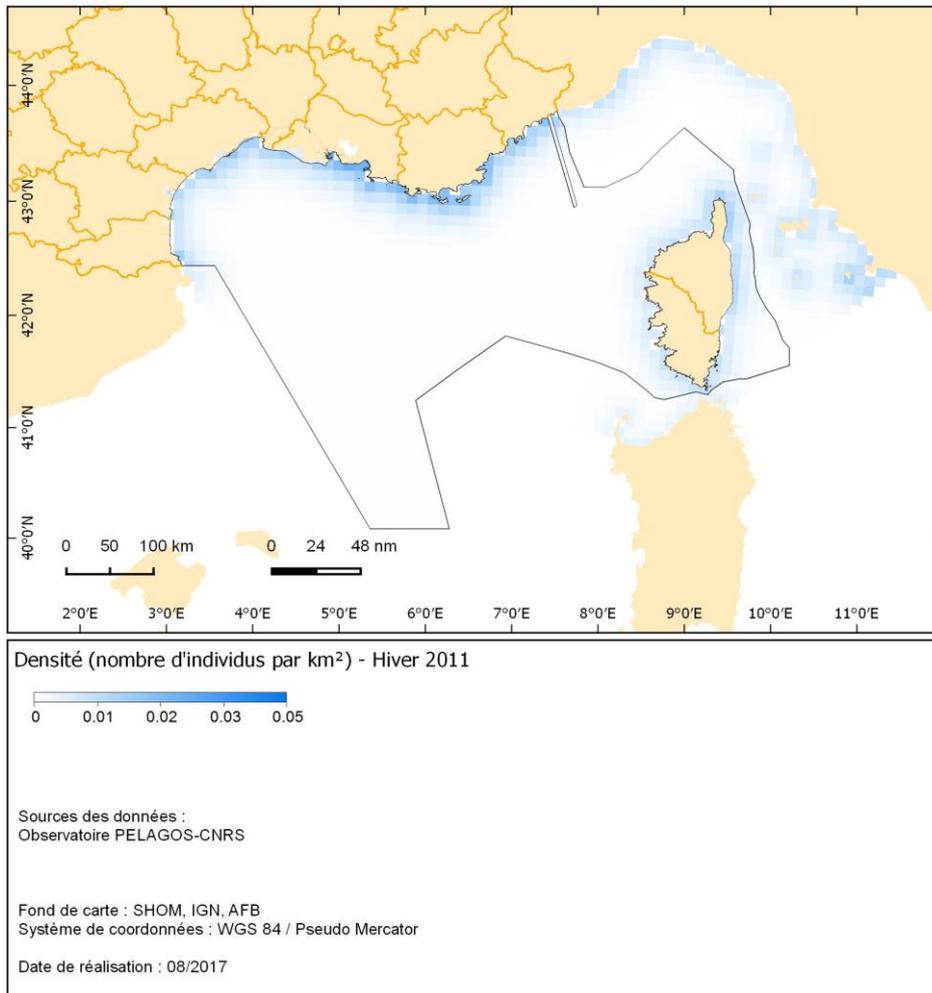
## Les Mouettes

- *Larus minutus*



**Figure 53** : Nombre d'individus par km<sup>2</sup> de mouettes *Larus minutus* dans la SRM Méditerranée occidentale en hiver 2011

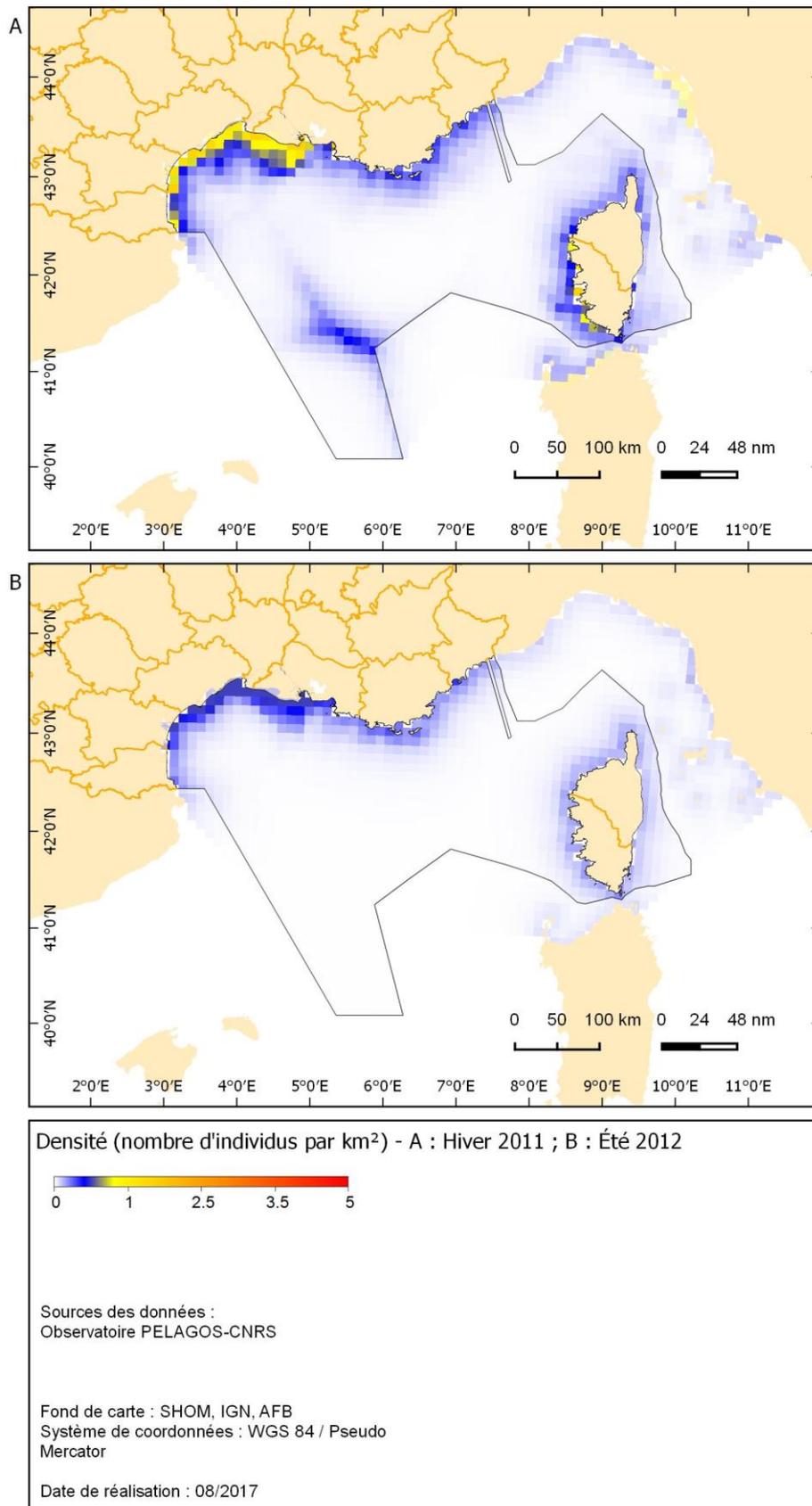
• *Larus ridibundus*



**Figure 54** : Nombre d'individus par km<sup>2</sup> de mouettes *Larus ridibundus* dans la SRM Méditerranée occidentale en hiver 2011

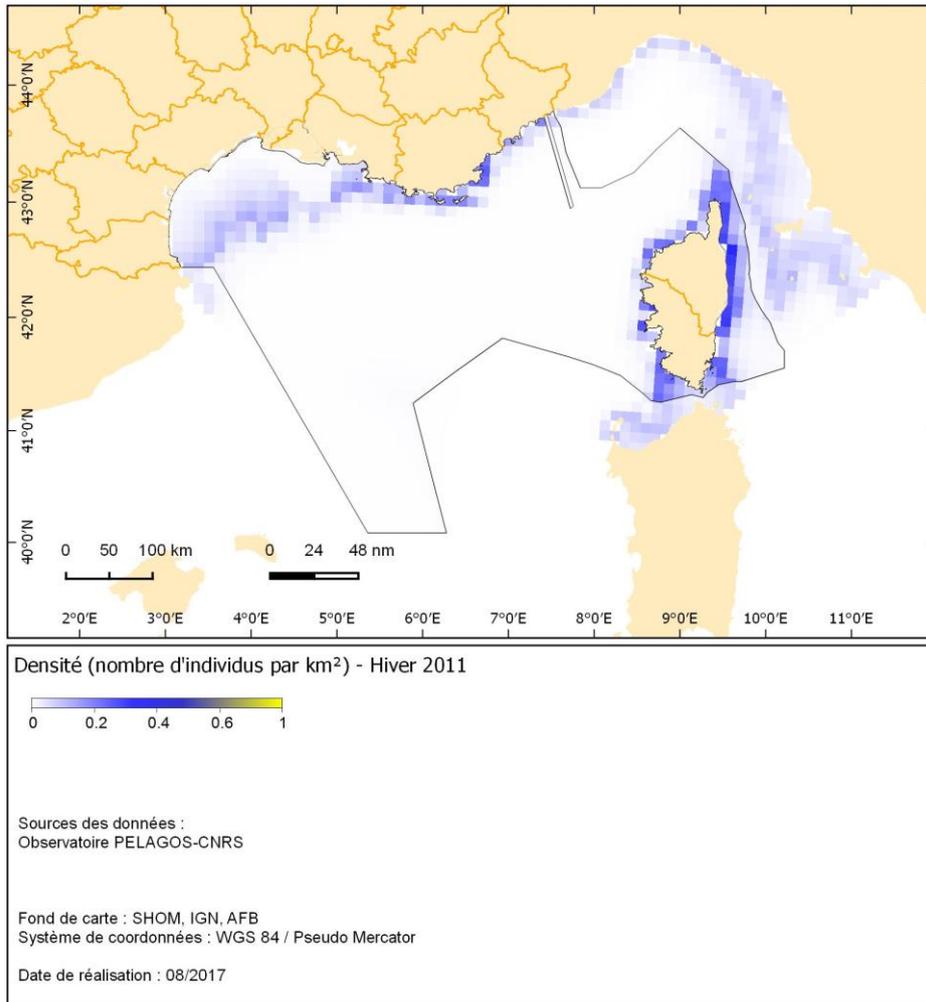
## Les Puffins

- Petits puffins *Puffinus yelkouan* & *Puffinus mauretanicus*



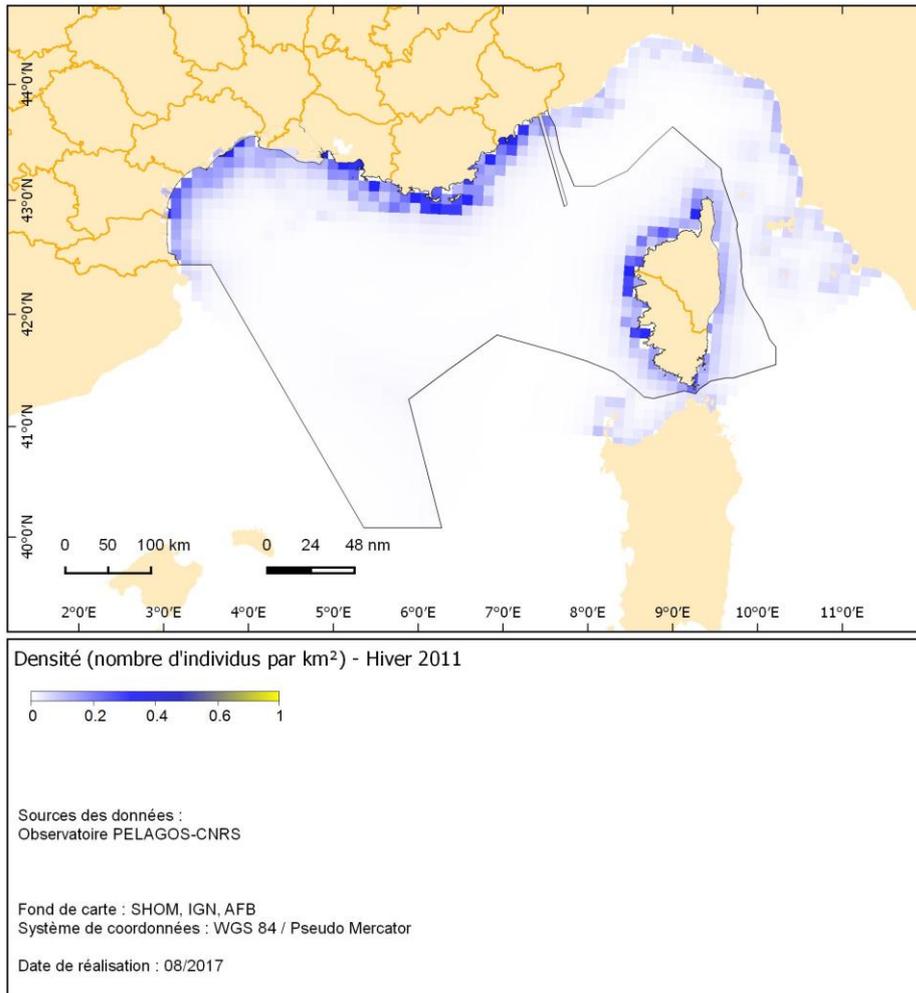
**Figure 55 :** Nombre d'individus par km<sup>2</sup> des petits puffins *Puffinus yelkouan* et *Puffinus mauretanicus* dans la SRM Méditerranée occidentale en hiver 2011 (A) et en été 2012 (B)

- Grands puffins  
- *Calonectris diomedea*



**Figure 56** : Nombre d'individus par km<sup>2</sup> des grands puffins *Calonectris diomedea* dans la SRM Méditerranée occidentale en été 2012

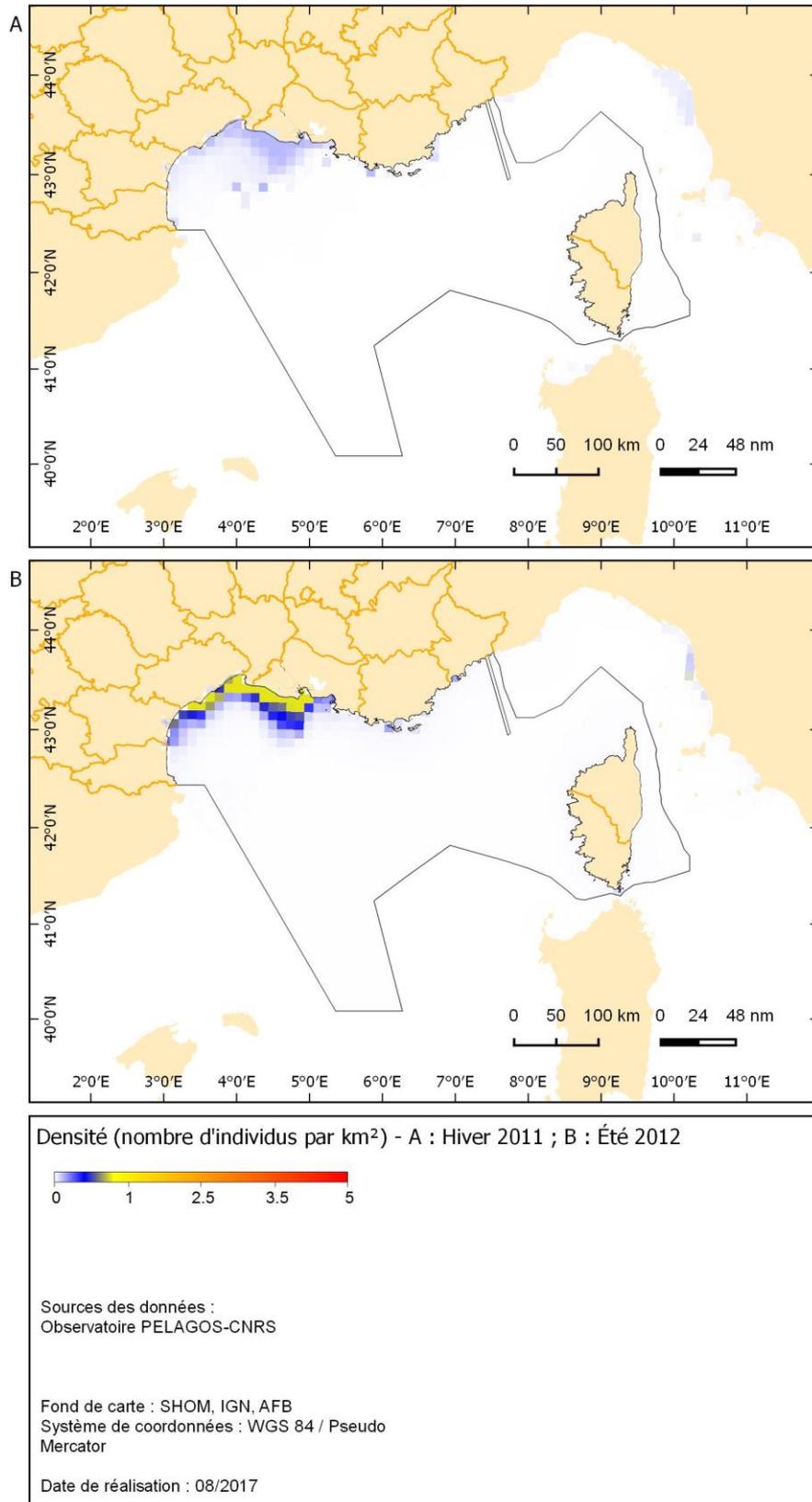
- *Puffinus gravis* & *Puffinus griseus*



**Figure 57** : Nombre d'individus par km<sup>2</sup> des grands puffins *Puffinus gravis* et *Puffinus griseus* dans la SRM Méditerranée occidentale en été 2012

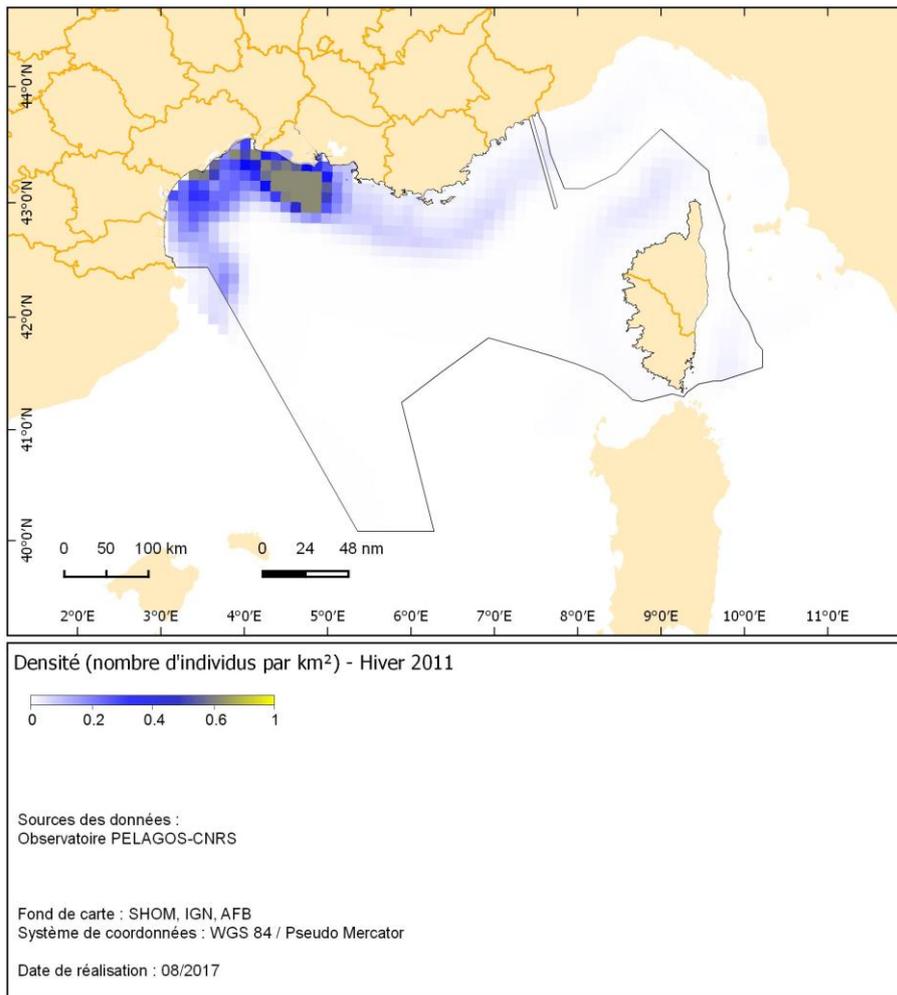
## Les sternes

- *Sterna sandvicensis*



**Figure 58** : Nombre d'individus par km<sup>2</sup> des sternes *Sterna sandvicensis* dans la SRM Méditerranée occidentale en hiver 2011 (A) et en été 2012 (B)

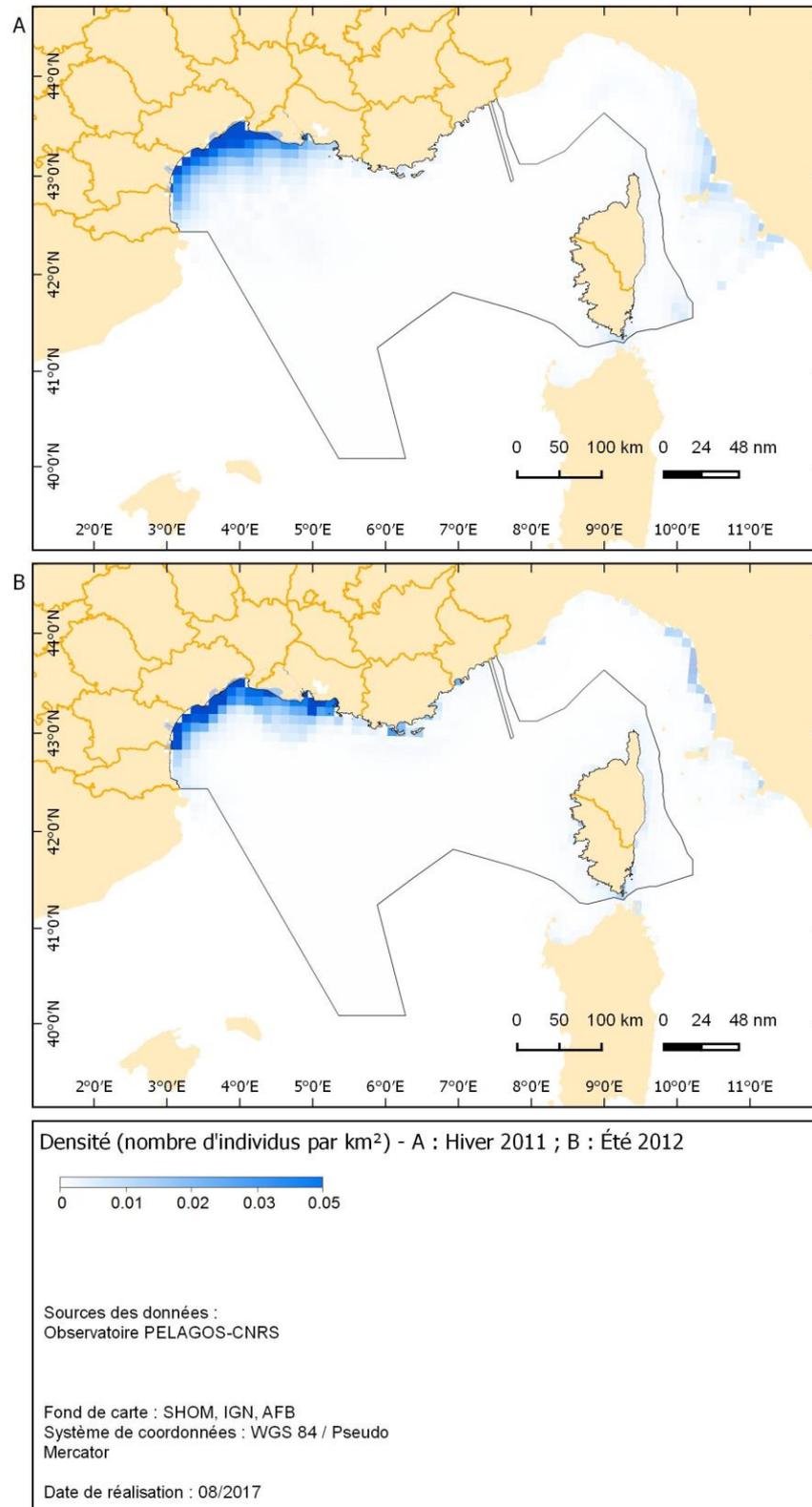
- Sternes moyennes
  - *Sterna hirundo* & *Sterna paradisaea*



**Figure 59 :** Nombre d'individus par km<sup>2</sup> des sternes *Sterna hirundo* et *Sterna paradisaea* dans la SRM Méditerranée occidentale en été 2012

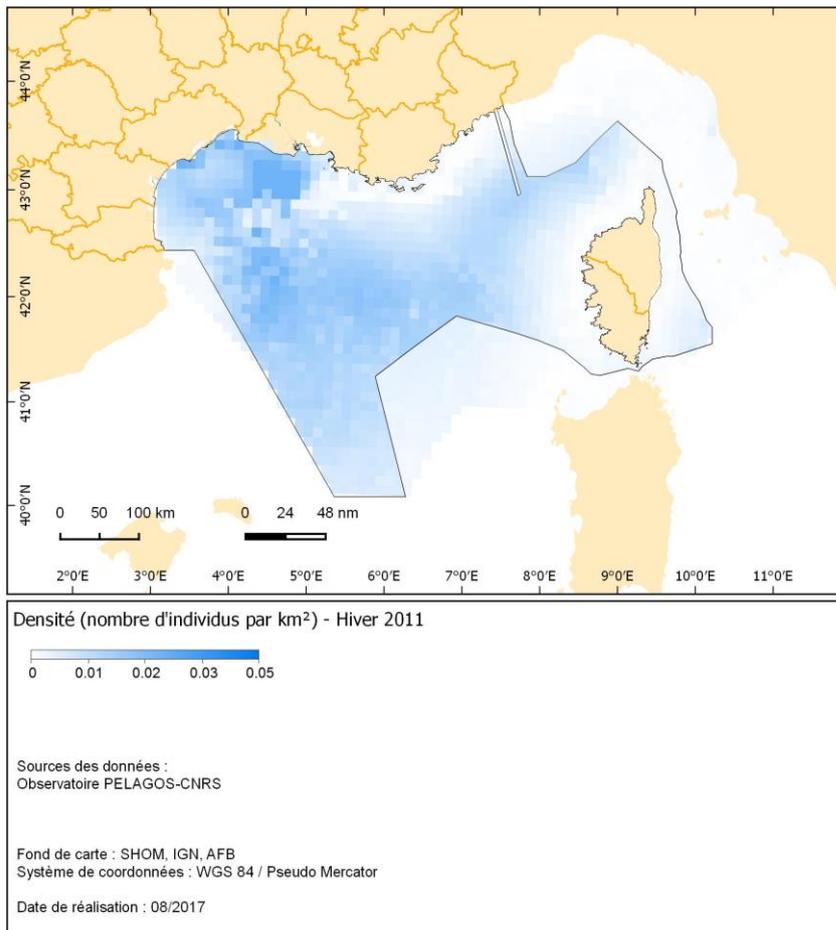
## Fou de Bassan

- Fou de Bassan – *Morus bassanus*



**Figure 60 :** Nombre d'individus par km<sup>2</sup> des fous de Bassan *Morus bassanus* dans la SRM Méditerranée occidentale en hiver 2011 (A) et en été 2012 (B)

## Les Océanites



**Figure 61** : Nombre d'individus par km<sup>2</sup> d'océanites indéterminés dans la SRM Méditerranée occidentale en été 2012

### 3.3.5 Succès reproducteur des oiseaux marins

À l'échelle de la SRM Méditerranée occidentale, les données collectées durant la dernière décennie sur la production en jeunes pour les puffins, mouettes, goélands et sternes ne sont pas encore compilées ou disponibles sur un cycle de 6 ans à l'échelle détaillée des colonies, et n'ont donc pas été prises en compte. Les seules données disponibles concernent le cormoran huppé sur les îles de Marseille, avec des effectifs nicheurs réduits (de 5 à une vingtaine de couples, non représentatif de la situation à l'échelle de la SRM, la Corse hébergeant la majorité des effectifs), et le goéland d'Audouin en Corse, et aucun cas de production en jeunes inférieure à 0,1 jeune par couple n'a été enregistré sur la période 2007-2016.

## 4. Discussion

### 4.1. SRM Manche – mer du Nord et SRM mers Celtiques

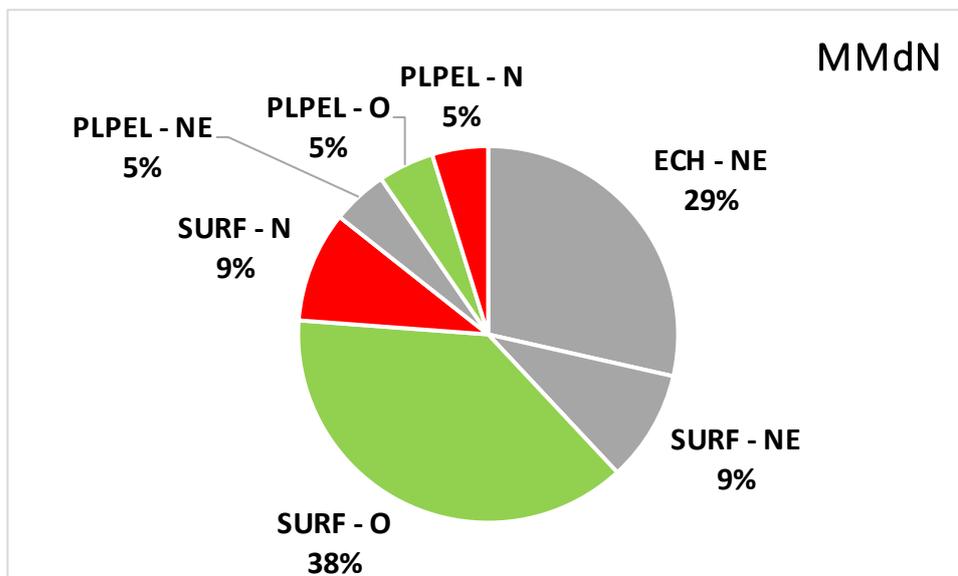
#### 4.1.1 Discussion sur les résultats au niveau national, comparaison avec l'évaluation DCSMM 2012

L'évaluation du bon état écologique est partielle, compte tenu de l'absence de données pour renseigner le critère D1C1, et des données partielles, ou inexistantes, disponibles pour les différents groupes d'espèces pour renseigner les indicateurs des critères D1C2 (abondance – biomasse des populations), D1C3 (structure démographique) et D1C4 (distribution spatiale).

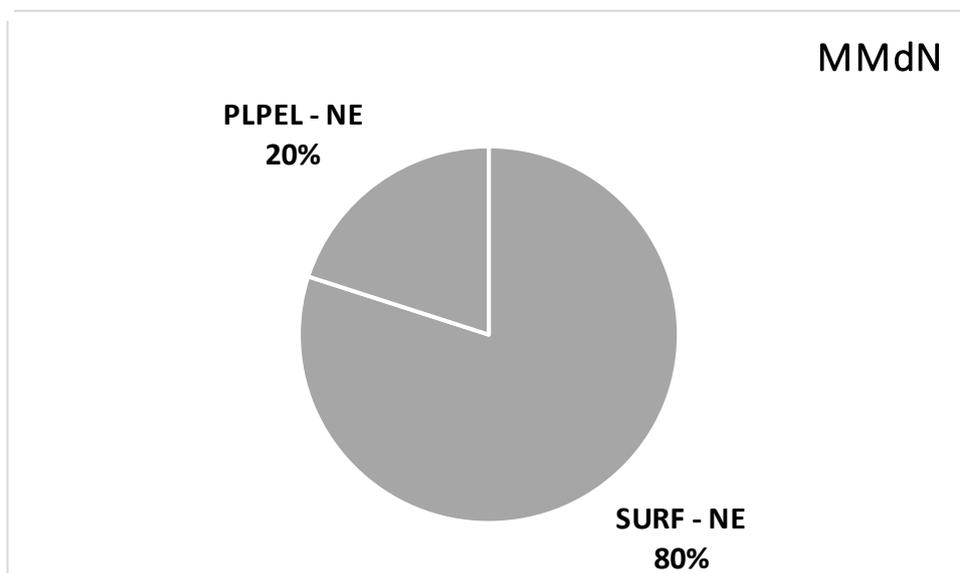
L'évaluation du critère D1C2 pour les oiseaux nicheurs met en évidence une situation plus défavorable dans la SRM mers Celtiques, notamment pour trois des espèces de la catégorie des plongeurs pélagiques, à savoir les trois espèces d'alcidés qui ne se reproduisent qu'à l'échelle de cette SRM. C'est également le cas pour les oiseaux marins de surface, à la fois pour les effectifs nicheurs et pour la production en jeunes (figure 61 – 64). L'évaluation du critère D1C2 pour les oiseaux en mer n'a pu être réalisée que pour la SRM Golfe de Gascogne. Ce critère n'a pu être évalué pour les limicoles, car l'indicateur utilisé n'est pas encore totalement opérationnel pour la DCSMM et nécessite des adaptations.

Lors de l'évaluation initiale 2012, la connaissance extrêmement lacunaire sur la répartition et l'abondance des oiseaux en mer avait été soulignée. Seuls les oiseaux marins au sens strict, c'est-à-dire qui dépendent exclusivement ou très majoritairement du milieu marin (donc sans les limicoles), avaient été considérés et seules les évolutions numériques des effectifs d'oiseaux nicheurs avaient été prises en compte. Les données 2016 présentées dans ce rapport permettent de compléter l'état des lieux réalisé en 2012 avec l'évolution récente des effectifs (taux d'évolution 2010/2016).

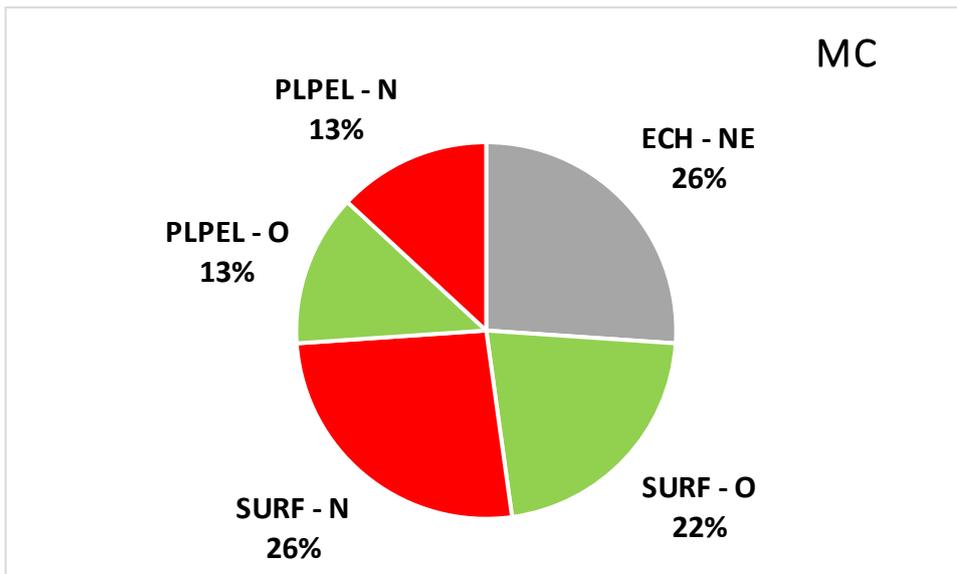
Les résultats de l'évaluation intermédiaire réalisée par OSPAR (IA 2017 ; <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/biodiversity-status/marine-birds/>) ont mis en évidence une situation globalement défavorable dans les SRM Manche – mer du Nord et en mers Celtiques pour les oiseaux marins nicheurs. C'est principalement le cas pour les espèces de surface, tant pour l'évolution des effectifs que pour la production en jeunes.



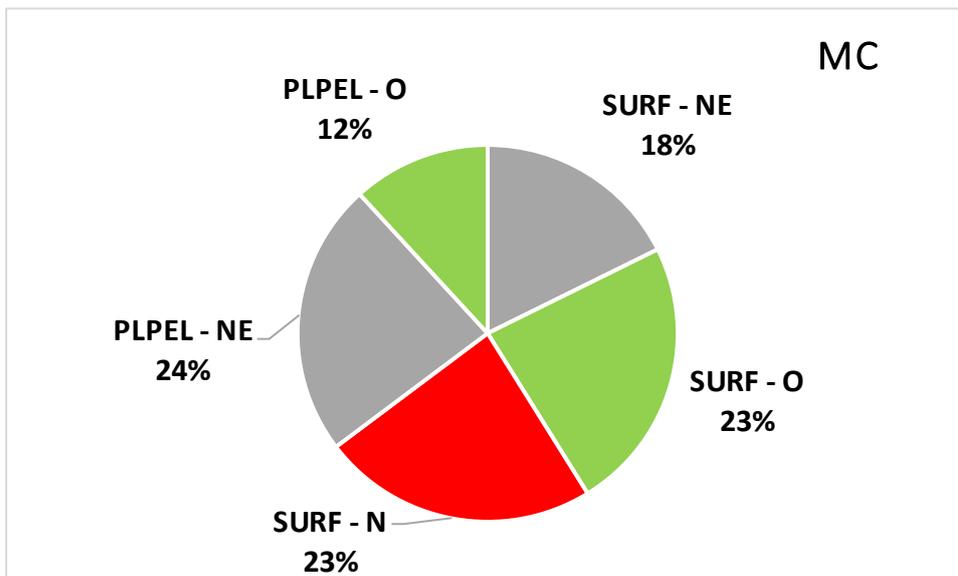
**Figure 62** : Évaluation du bon état écologique pour les effectifs nicheurs (critère D1C2) des oiseaux marins et des limicoles côtiers pour la SRM Manche – mer du Nord (21 espèces considérées, appartenant aux catégories : ECH = échassiers, SURF = alimentation en surface, PLPEL = plongeurs pélagiques ; NE = BEE non évalué, O = BEE atteint, N = BEE non atteint).



**Figure 63** : Évaluation du bon état écologique pour la production en jeunes (critère D1C3) des oiseaux marins pour la SRM Manche – mer du Nord (15 espèces considérées, appartenant aux catégories : SURF = alimentation en surface, PLPEL = plongeurs pélagiques ; NE = BEE non évalué, O = BEE atteint, N = BEE non atteint).



**Figure 64** : Évaluation du bon état écologique pour les effectifs nicheurs (critère D1C2) des oiseaux marins et des limicoles côtiers pour la SRM mers Celtiques (23 espèces considérées, appartenant aux catégories : ECH = échassiers, SURF = alimentation en surface, PLPEL = plongeurs pélagiques ; NE = BEE non évalué, O = BEE atteint, N = BEE non atteint).



**Figure 65** : Évaluation du bon état écologique pour la production en jeunes (critère D1C3) des oiseaux marins pour la SRM mers Celtiques (17 espèces considérées, appartenant aux catégories : SURF = alimentation en surface, PLPEL = plongeurs pélagiques ; NE = BEE non évalué, O = BEE atteint, N = BEE non atteint).

#### 4.1.2 Discussion sur la définition des seuils

Un travail coordonné à l'échelle nationale n'a pas encore été réalisé pour définir les niveaux de référence à prendre en compte pour les espèces d'oiseaux marins nicheurs à l'échelle des différentes SRM. Un atelier sera donc à organiser avec un groupe d'ornithologues experts pour définir les périodes à considérer pour les niveaux de références des oiseaux marins nicheurs. Il en est de même pour les limicoles, pour lesquels des seuils d'atteinte du bon état écologique n'ont pas encore été définis pour l'indicateur développé par RNF.

Ce même atelier pourrait permettre de débattre d'autres questions méthodologiques, comme par exemple pour définir quelles sont les données à prendre en compte pour le succès de la reproduction des sternes. En effet, faut-il prendre en compte toutes les données, quelle que soit la taille des « colonies », ou les données sans les couples isolés ou encore les données sans les petites colonies comptant 2 à 5 couples, 2 à 10 couples ?... Des simulations des résultats obtenus avec ces différents jeux de données pourraient être réalisées afin de les comparer. Un autre point méthodologique à discuter pour les indicateurs portant sur les effectifs nicheurs et la production en jeunes concerne la manière de prendre en compte les espèces pour lesquelles il existe une seule colonie, ou une seule colonie suivie, à l'échelle d'une SRM.

#### 4.1.3 Discussion sur la pertinence des indicateurs utilisés

Les indicateurs retenus pour l'évaluation 2018 du bon état écologique pour la composante « oiseaux marins » du descripteur 1 apparaissent globalement pertinents.

Cependant, les données potentiellement utilisables, notamment pour les oiseaux nicheurs (effectifs et production en jeunes), ne sont pas encore toutes compilées sous un format standardisé, ce qui n'a pas permis de réaliser pour la présente évaluation des analyses similaires à celles qui sont préconisées pour les indicateurs développés par OSPAR. Il faut souligner à ce sujet qu'un important travail de compilation de données sur les oiseaux marins nicheurs est en cours de réalisation dans le cadre du projet Stratech (2017-2018,) de définition d'une stratégie d'échantillonnage des colonies d'oiseaux marins du littoral français, justement pour être en mesure de répondre à différentes exigences (évaluation DCSMM, rapportage directive oiseaux, évaluation des ZPS, etc.). Il faudra donc veiller à pérenniser ce recueil régulier des données pour faciliter ainsi le calcul des indicateurs lors du prochain cycle d'évaluation.

Par ailleurs, des approches méthodologiques sont encore en cours de développement, comme pour les limicoles côtiers par exemple (définition de seuils, prise en compte du découpage des SRM Manche - mer du Nord et mers Celtiques), approches qui devraient être opérationnelles pour le prochain cycle d'évaluation.

Les analyses concernant la distribution spatiale des oiseaux marins nicheurs et des limicoles et anatidés hivernants devront être réalisées en se basant sur les approches utilisées dans le cadre du rapportage au titre de la directive oiseaux, mais en ne prenant en compte que les effectifs présents sur le littoral, un certain nombre d'espèces étant également présentes en milieu continental. Il sera donc nécessaire d'évaluer les possibilités de disposer des données issues des comptages des limicoles et anatidés hivernants dénombrés en janvier sur l'ensemble du territoire national (Wetlands International ; Mahéo & Le Dréan-Quéneq'hdu, 2016 ; Gaudaurd *et al.*, 2017), mais en considérant uniquement les sites marins et littoraux, pour analyser à la fois les évolutions numériques, en complément de l'indicateur développé par RNF à partir de sites témoins et présenté dans ce rapport, et les évolutions de distribution spatiale.

En ce qui concerne les oiseaux en mer, la première couverture complète à l'échelle des eaux françaises a été réalisée en 2011-2012 (campagne SAMM), et il faudra donc attendre la prochaine campagne de suivi similaire pour chercher à dégager des tendances, en termes d'abondance numérique ou de répartition spatiale.

Une des limites actuelles de ces campagnes de survol concerne l'identification spécifique des oiseaux observés, ce qui oblige à faire des regroupements d'espèces en fonction de critères morphologiques (grand / petit, noir / gris, etc.). Ainsi 29 groupes d'espèces ont été identifiés et comptés pendant les suivis aériens en hiver 2011 et été 2012. Parmi ces groupes d'espèces, seulement 16 avaient un nombre d'observations suffisantes pour pouvoir prédire leur abondance et analyser leur distribution spatiale. Les développements technologiques récents sur les appareils photos et caméras haute définition (HD) permettent désormais d'envisager une identification des espèces avec une précision grandement améliorée, mais il faut aussi prendre en compte le temps de traitement et le coût de stockage. Leur utilisation à bord lors des suivis aériens de la mégafaune marine est en cours de développement et l'utilisation de ce type de matériel HD permettra d'affiner l'approche en disposant d'un plus grand nombre de données à l'échelle de l'espèce et non plus à l'échelle d'un regroupement d'espèces. Cela améliorera la fiabilité des données collectées et les analyses qui en découlent.

Les espèces occasionnellement présentes dans les eaux françaises n'ont pas été retenues dans la liste des espèces à évaluer, cependant pour les espèces peu abondantes, il serait nécessaire de développer un outil supplémentaire afin de pouvoir suivre leur abondance et leur répartition spatiale et ainsi compléter l'évaluation des oiseaux marins.

#### 4.1.4 Justification(s) de non-utilisation d'un critère

Les critères D1C1 et D1C5 n'ont pas pu être renseignés pour les différentes espèces concernées compte tenu de l'absence de données. Des investigations sur la notion d'habitat favorable pour chacune des espèces à l'échelle des différentes SRM ne pourront être envisagées que lorsque les séries de données sur la répartition des oiseaux en mer seront

suffisamment nombreuses pour appréhender la variabilité spatio-temporelle de cette répartition.

#### 4.1.5 Justification de non-utilisation des évaluations des indicateurs des CMR

Les indicateurs communs B1\_OSPAR et B3\_OSPAR ont été pris en compte.

#### 4.1.6 Présentation de la coopération régionale

Les analyses exploratoires pour définir certains des indicateurs ont été réalisées grâce aux travaux du groupe de travail du CIEM sur les oiseaux marins, désormais groupe de travail conjoint CIEM / OSPAR / HELCOM (JWGBIRD). Ce groupe de travail, auquel la France participe, poursuit ses réflexions pour améliorer la pertinence des indicateurs préconisés, et réalise également des états des lieux pour synthétiser les pressions qui pèsent sur les oiseaux marins tout au long de leur cycle de vie annuel, que ce soit dans les eaux européennes ou dans d'autres zones géographiques, comme par exemple en Atlantique sud pour certaines espèces migratrices.

#### 4.1.7 Présentation des liens avec les PdS et recommandations en matière de recherche et de surveillance

Dans le cadre de la présente évaluation, les données qui ont été prises en compte pour les limicoles côtiers proviennent de l'observatoire patrimoine naturel littoral porté par les Réserves Naturelles de France (RNF). Les résultats des dénombrements annuels des oiseaux d'eau à la mi-janvier à l'échelle de l'ensemble du littoral français n'ont pas été utilisés car les possibilités et les modalités d'accès aux données n'ont pas encore été évaluées.

Pour les oiseaux marins nicheurs, les données qui ont été prises en compte pour l'évolution des effectifs proviennent des résultats des recensements nationaux (ROMN) coordonnées par le GISOM, des suivis réalisés dans le cadre de l'Observatoire des oiseaux marins et côtiers de Manche – mer du Nord et mers Celtiques et de l'Observatoire régional des oiseaux en Bretagne (OROM), et de quelques autres dispositifs de collecte, par exemple à l'échelle de certains espaces protégés (Réserves naturelles, etc.) ou à l'échelle du littoral méditerranéen (Life Envoll). Les données sur la production en jeunes proviennent principalement des suivis réalisés dans le cadre de l'OROM et de l'Observatoire des oiseaux marins et côtiers de Manche – mer du Nord et mers Celtiques, et de quelques autres dispositifs de collecte, par exemple à l'échelle de certains espaces protégés (Réserves naturelles, etc.).

Pour les oiseaux en mer, les données qui ont été prises en compte proviennent des campagnes aériennes SAMM et des campagnes halieutiques de l'Ifremer dans le golfe de Gascogne (PELGAS). Les suivis depuis la côte n'ont été pris en compte que pour les enquêtes plongeurs et grèbes en Normandie. Les suivis côtiers réalisés dans le cadre du programme FAME n'ont pas été pris en compte car, à l'heure actuelle, les méthodes d'analyse de ces données ne sont pas clairement définies et validées pour savoir si les données permettent, ou pas, d'évaluer des tendances numériques pour les espèces suivies.

Les dispositifs de suivis dont les données ont permis de réaliser l'évaluation présentée dans ce rapport sont synthétisés dans le tableau ci-dessous (tableau 24).

**Tableau 24** : Dispositifs de suivi dont les données ont été utilisées pour l'évaluation 2018

Sous-Programme	Dispositif de suivi	Critère(s)	Indicateur(s)
<b>SP1: Oiseaux inféodés à l'estran</b>	Suivi des limicoles côtiers (RNF)	D1C2	"r" (taux de croissance)
	Suivis IWC	D1C2	"r" (taux de croissance)
<b>SP2: Oiseaux marins nicheurs</b>	ROMN	D1C2	B1 (OSPAR)
	OROM et observatoire AFB des oiseaux en Manche mer du Nord et en Atlantique	D1C2 et D1C3	B1 et B3 (OSPAR)
	Life ENVOLL	D1C2 et D1C3	B1 et B3 (OSPAR)
	Autres suivis locaux	D1C2 et D1C3	B1 et B3 (OSPAR)
<b>SP3: Oiseaux en mer</b>	Campagnes aériennes (SAMM)	D1C2 et D1C4	
	Campagnes halieutiques (PELGAS)	D1C2 et D1C4	OM_Abond et OM_Distri
	Suivis depuis la côte (plongeurs et grèbes en Normandie)	D1C2	
<b>SP4: Echouages des oiseaux marins</b>	Suivis des échouages sur les littoraux normands, picards et nordistes	critères du D8 et du D10	
<b>SP5: Interactions entre les oiseaux et les activités humaines</b>	A créer		

Actuellement, la fréquence de suivi des colonies d'oiseaux marins, et les paramètres étudiés (effectifs nicheurs et production en jeunes), ne sont pas comparables à l'échelle des différentes SRM. Il faudra donc avoir une réflexion sur l'intérêt de développer de nouvelles études pour augmenter le nombre de colonies suivies pour l'ensemble des espèces ou pour une sélection d'espèces, en tenant compte des objectifs souhaités et des contraintes logistiques et financières liées à la mise en place de telles études (cf. Guérin *et al.*, 2013). Dans ce contexte, les résultats de l'étude concernant la définition d'une stratégie d'échantillonnage des colonies d'oiseaux marins du littoral français permettront d'alimenter cette réflexion pour le prochain cycle d'évaluation.

Pour le prochain cycle d'évaluation, une attention particulière devra également être portée sur le puffin des Baléares, espèce classée par l'UICN « en danger critique d'extinction » à l'échelle mondiale et « vulnérable » en France, afin d'évaluer à la fois l'évolution numérique des effectifs présents dans les eaux françaises et les modifications de sa répartition spatio-temporelle durant les dernières décennies.

Enfin, compte tenu de l'absence de données sur les captures accidentelles des oiseaux marins dans les engins de pêche, le lancement d'une étude à l'échelle nationale, avec des protocoles standardisés comme c'est déjà le cas pour les mammifères marins, est une action prioritaire à mettre en œuvre à court terme. C'est indispensable, et incontournable, pour disposer des éléments appropriés pour évaluer le niveau des captures pour le prochain cycle d'évaluation du bon état écologique. Toutes les espèces d'oiseaux marins sont potentiellement concernés, mais à des degrés divers, que ce soit par les palangres ou par les filets, et que ce soit en zone côtière ou pélagique (Anderson *et al.*, 2011 ; ICES, 2013 ; Cortés *et al.*, 2018 ; Genovart *et al.*, 2018). À l'échelle des eaux françaises et de l'ensemble des SRM, les puffins, les alcidés et les cormorans apparaissent comme les espèces *a priori* les plus exposées à ce risque de mortalité, mais d'autres espèces peuvent également être touchées. Les méthodes de suivi les plus appropriées, et dont les approches sont complémentaires, seront à définir (déclaration des pêcheurs, observateurs embarqués, programmes dédiés ciblant les pêcheries identifiées comme étant potentiellement les plus à risque, etc.), pour mettre en place un réseau cohérent et coordonné de collecte de données sur les captures accidentelles des oiseaux marins dans les engins de pêche, qu'il s'agisse de la pêche professionnelle ou de la pêche de plaisance.

A noter que si les captures accidentelles effectuées par les pêcheries ont un impact négatif, il convient de rappeler que ces mêmes pêcheries peuvent aussi avoir un impact positif puisque les oiseaux marins exploitent les rejets et les déchets de pêche derrière les bateaux, mais qu'aucune étude n'a jamais été réalisée sur cette thématique dans les eaux françaises.

#### 4.1.8 Influence du changement climatique

Compte-tenu de l'existence d'une variabilité spatiotemporelle naturelle du milieu marin, il n'est pas aisé de prédire et de mesurer les impacts du changement climatique. À des échelles plus ou moins vastes, le réchauffement et des modifications des régimes de vent peuvent avoir des répercussions sur la production primaire des océans et sur les réseaux trophiques, donc sur les oiseaux marins. Et l'impact des pêcheries commerciales peut aussi avoir un effet additif sur les ressources exploitables par les oiseaux marins. Les effets directs ou indirects, déjà observés ou potentiels, peuvent notamment concerner le déroulement de la reproduction (phénologie et succès de la reproduction), l'écologie alimentaire, la condition corporelle des oiseaux, la survie des oiseaux, la dynamique des populations et la distribution des espèces (Grémillet & Boulinier, 2009 ; Sydeman *et al.*, 2012). Dans ce contexte, assurer la pérennité des quelques programmes à long terme qui existent et développer des programmes de recherche sur l'écologie des oiseaux marins en métropole apparaît essentiel pour aider à la définition des stratégies de conservation de ce groupe d'espèces (Grémillet & Boulinier, 2009 ; Sydeman *et al.*, 2012).

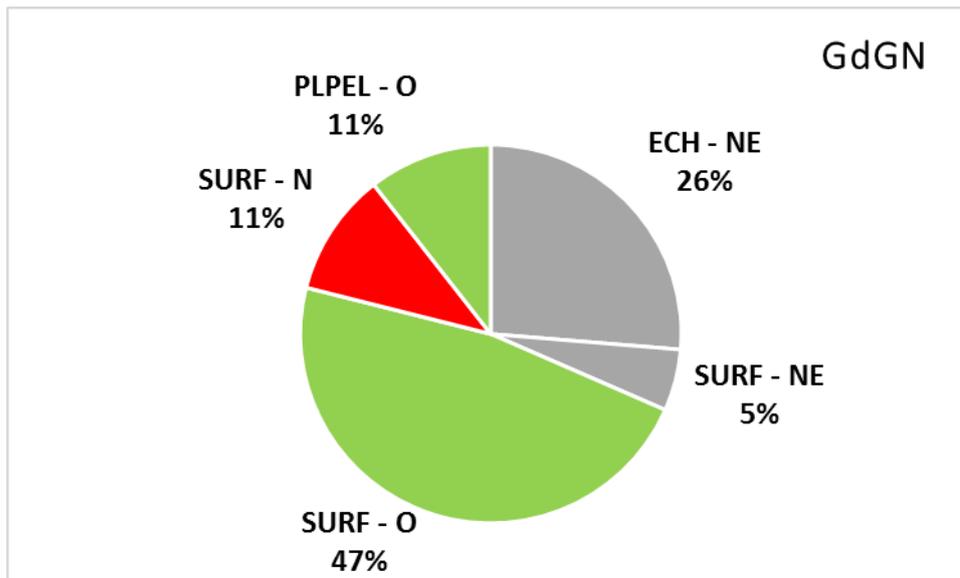
#### 4.2. SRM Golfe de Gascogne

##### 4.2.1 Discussion sur les résultats au niveau national, comparaison avec l'évaluation DCSMM 2012

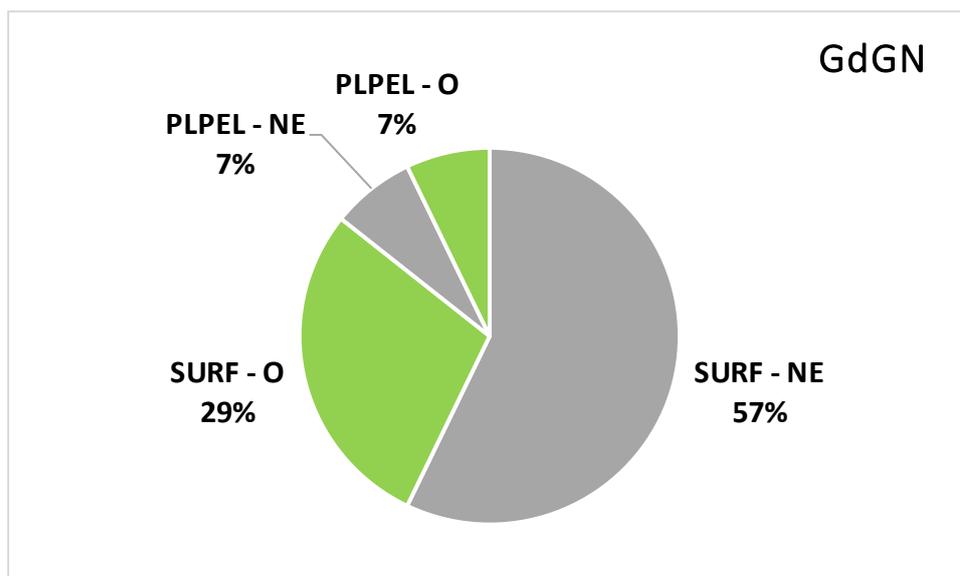
L'évaluation du bon état écologique est partielle, compte tenu de l'absence de données pour renseigner le critère D1C1, et des données partielles, ou inexistantes, disponibles pour les différents groupes d'espèces pour renseigner les indicateurs des critères D1C2 (abondance – biomasse des populations), D1C3 (structure démographique) et D1C4 (distribution spatiale).

La situation pour les oiseaux nicheurs au regard du critère D1C2 apparaît plus favorable que dans la SRM mers Celtiques, notamment pour les espèces de surface. La majorité des espèces d'oiseaux en mer évaluées sont également en bon état écologique pour ce critère, à l'exception de deux espèces : le goéland brun et le fulmar boréal. Ce critère n'a pu être évalué pour les limicoles, car l'indicateur utilisé n'est pas encore totalement opérationnel pour la DCSMM et nécessite des adaptations.

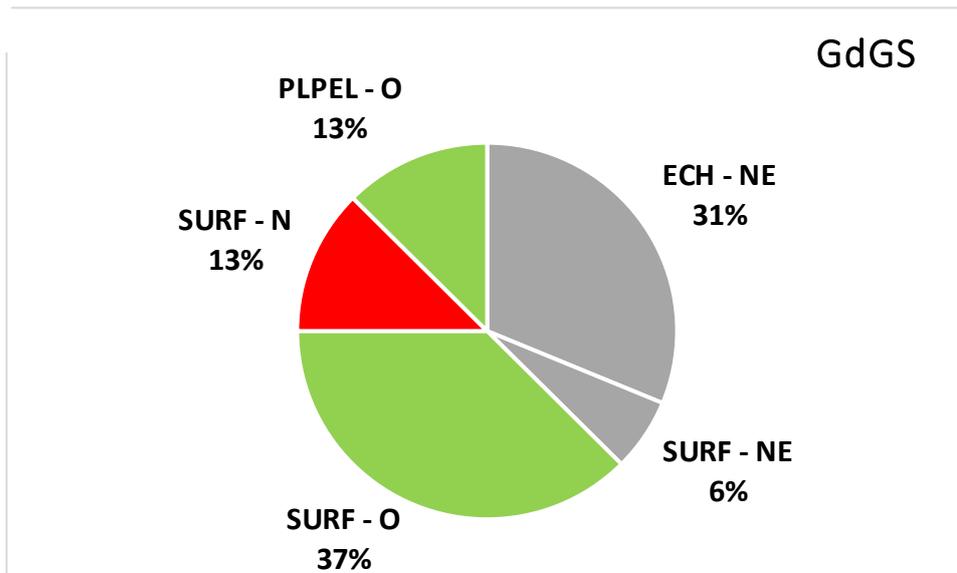
Lors de l'évaluation initiale 2012, la connaissance extrêmement lacunaire sur la répartition et l'abondance des oiseaux en mer avait été soulignée. Seuls les oiseaux marins au sens strict, c'est-à-dire qui dépendent exclusivement ou très majoritairement du milieu marin (donc sans les limicoles), avaient été considérés et seules les évolutions numériques des effectifs d'oiseaux nicheurs avaient été prises en compte. Les données 2016 présentées dans ce rapport permettent de compléter l'état des lieux réalisé en 2012 avec l'évolution récente des effectifs (taux d'évolution 2010/2016).



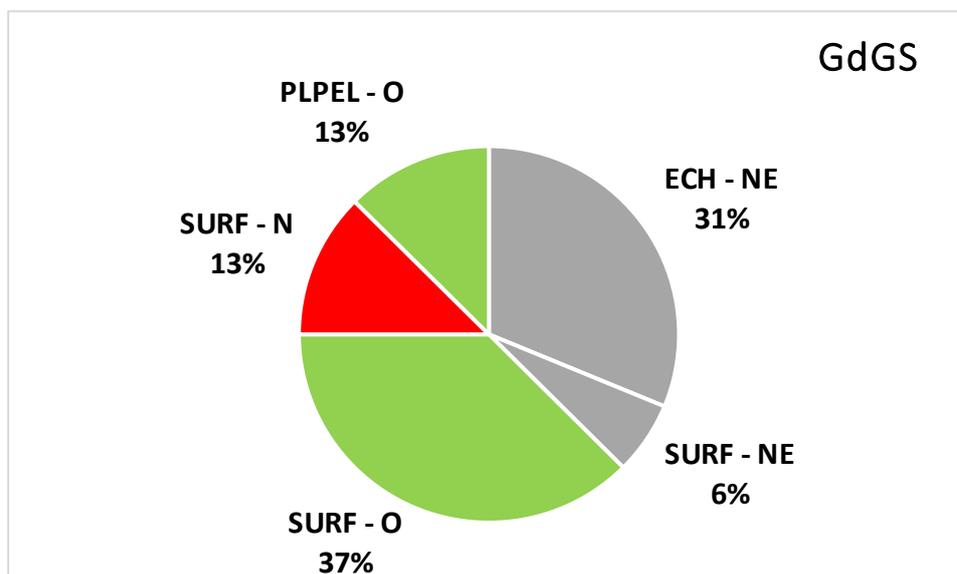
**Figure 66** : Évaluation du bon état écologique pour les effectifs nicheurs (critère D1C2) des oiseaux marins et des limicoles côtiers pour l'UMR Nord de la SRM golfe de Gascogne (19 espèces considérées, appartenant aux catégories : ECH = échassiers, SURF = alimentation en surface, PLPEL = plongeurs pélagiques ; NE = BEE non évalué, O = BEE atteint, N = BEE non atteint).



**Figure 67** : Évaluation du bon état écologique pour la production en jeunes (critère D1C3) des oiseaux marins pour l'UMR Nord de la SRM golfe de Gascogne (14 espèces considérées, appartenant aux catégories : SURF = alimentation en surface, PLPEL = plongeurs pélagiques ; NE = BEE non évalué, O = BEE atteint, N = BEE non atteint).



**Figure 68** : Évaluation du bon état écologique pour les effectifs nicheurs (critère D1C2) des oiseaux marins et des limicoles côtiers pour l'UMR sud de la SRM golfe de Gascogne (16 espèces considérées, appartenant aux catégories : ECH = échassiers, SURF = alimentation en surface, PLPEL = plongeurs pélagiques ; NE = BEE non évalué, O = BEE atteint, N = BEE non atteint).



**Figure 69** : Évaluation du bon état écologique pour la production en jeunes (critère D1C3) des oiseaux marins pour l'UMR Sud de la SRM golfe de Gascogne (11 espèces considérées, appartenant aux catégories : SURF = alimentation en surface, PLPEL = plongeurs pélagiques ; NE = BEE non évalué, O = BEE atteint, N = BEE non atteint).

Pour la catégorie « oiseaux de surface » et à l'aune des indicateurs nationaux, le BEE n'est pas atteint dans la SRM Golfe de Gascogne. Cette conclusion résulte d'une contraction

de l'aire de distribution sur le plateau du Golfe de Gascogne détectée pour 5 espèces, toutes appartenant au groupe d'espèces des « oiseaux marins de surface ». Que les espèces appartiennent toutes au même groupe fonctionnel pourrait traduire un problème au niveau de la disponibilité des ressources dont dépendent ces espèces sur le plateau du Golfe de Gascogne. Il est donc possible que la diminution de l'aire occupée sur le plateau du Golfe de Gascogne soit accompagnée d'une diminution de l'abondance en mer. Ce résultat est toutefois à relativiser dans la mesure où les données ayant servi au calcul de l'indicateur ne couvrent pas la zone océanique au-delà du talus continental.

D'autres réserves sont également à émettre au niveau des espèces pour lesquelles une diminution de l'aire occupée sur le plateau du Golfe de Gascogne est détectée. En effet, les données collectées en mer ne permettent pas forcément de connaître l'âge<sup>2</sup>, la maturité et le statut reproducteur des oiseaux, et encore moins leur colonie d'origine ou de reproduction. En l'occurrence, il y figure des adultes reproducteurs ou non et des immatures. Lors de la saison de reproduction, les tendances observées en mer peuvent être donc différentes de celles observées sur des colonies à terre.

Par exemple, au début de la campagne PELGAS, la saison de reproduction bat son plein pour les goélands bruns ce qui explique qu'une majorité de ceux observés en mer soient des immatures. En revanche, pour les grands labbes qui ne se reproduisent pas en métropole, la période de reproduction commence à peine. La présence d'individus non-reproducteurs semble donc majoritaire. Cependant, il n'est pas exclu que des reproducteurs tardifs encore en migration soient présents.

Ce scénario peut également être envisagé pour les fulmars boréaux qui, en plus, ont une aire de répartition dont la limite septentrionale est la SRM Golfe de Gascogne. Une diminution de l'aire occupée dans le Golfe de Gascogne est ainsi plausible pour cette espèce, notamment avec le réchauffement climatique.

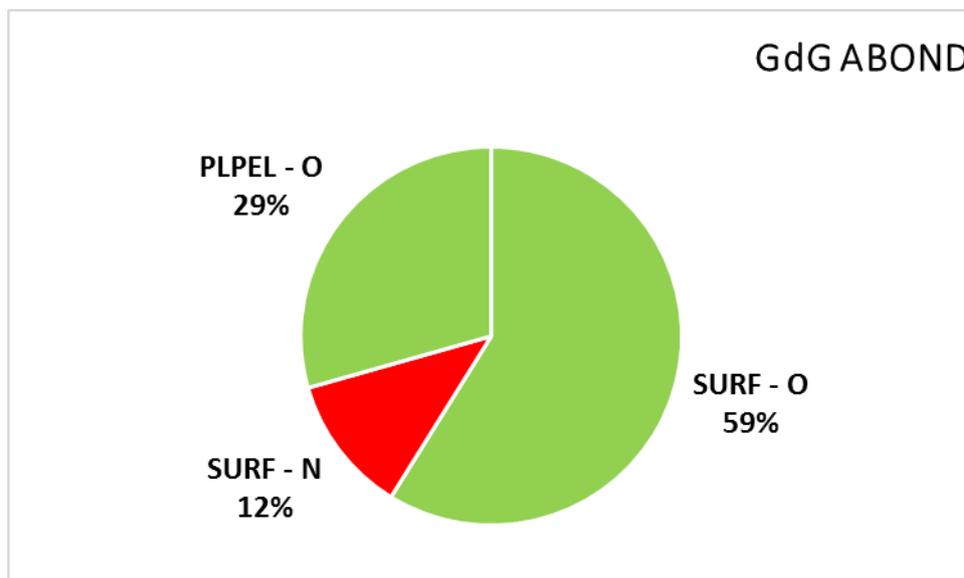
Dans le cas de la sterne caugek, qui est une espèce côtière et nicheuse, la plupart des observations réalisées sur PELGAS sont localisées au large du Bassin d'Arcachon et de l'estuaire de la Gironde, c'est-à-dire à proximité de la colonie du Banc d'Arguin dont les effectifs sont en déclin ces dernières années. Étant donné que la campagne PELGAS se déroule au moment de la période de reproduction de cette espèce, on peut ainsi constater une concordance des tendances observées en mer et sur terre pour cette espèce (en dépit de la faible précision de l'indicateur OM\_Abond). La diminution sur terre des effectifs de couples nicheurs sur la réserve naturelle du banc d'Arguin semble être attribuée à la prédation des nids par le milan noir, ce qui réitère le besoin de ne pas conclure prématurément à une origine trophique dans le déclin de cette espèce (par exemple disponibilité en ressources, bien que cela semble avoir joué un rôle pour le déclin observé sur cette colonie avant la période 2011-2016).

---

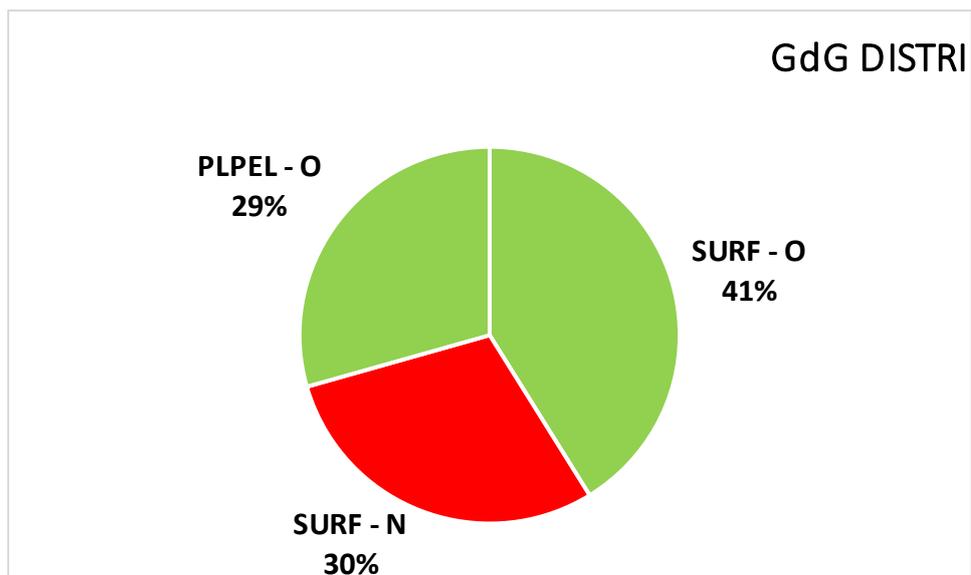
<sup>2</sup> Sauf pour certaines espèces comme le fou de Bassan ou les grands laridés.

Une dernière réserve à souligner concerne l'indicateur OM\_Distri. Un changement mesuré à l'aune de cet indicateur est difficile à interpréter en l'absence de données auxiliaires permettant d'interpréter si ce changement traduit bien une modification sous-jacente du BEE. En effet, une diminution de l'aire occupée n'est pas nécessairement une dégradation du BEE mais pourrait par exemple traduire une plus forte agrégation près des côtes des proies dont dépendent certains oiseaux marins. Sous cette hypothèse, les oiseaux auraient plus de facilité à s'alimenter et auraient moins besoin de se déplacer pour s'alimenter. Une interprétation correcte de l'indicateur OM\_Distri nécessite donc de considérer d'autres paramètres comme l'abondance, ou les autres composantes de la biodiversité. Toutefois, l'indicateur OM\_Distri reste pertinent : un changement de cet indicateur au cours d'un cycle DCSMM permet d'attirer l'attention sur un changement possible du BEE, et donc une vigilance accrue. Toutefois une interprétation correcte de cet indicateur nécessitera d'autres données.

En résumé, les données Megascope issues de la campagne PELGAS ont permis de calculer deux indicateurs nationaux (OM\_Abond et OM\_Distri) pour 17 espèces d'oiseaux marins. Pour 5 espèces, toutes appartenant au groupe fonctionnel des « oiseaux marins de surface », le BEE n'est pas atteint pour l'indicateur OM\_Distri. Deux d'entre elles (goéland brun et fulmar boréal) n'atteignent pas non plus le BEE pour l'indicateur OM\_Abond. Les causes sous-jacentes au non-BEE pour ce groupe fonctionnel reste à élucider.



**Figure 70 :** Évaluation du bon état écologique pour les oiseaux en mer pour la SRM golfe de Gascogne avec l'indicateur d'abondance OM\_Abond (critère D1C2) (17 espèces considérées, appartenant aux catégories : SURF = alimentation en surface, PLPEL = plongeurs pélagiques ; O = BEE atteint, N = BEE non atteint).



**Figure 71** : Évaluation du bon état écologique pour les oiseaux en mer pour la SRM golfe de Gascogne avec l'indicateur de distribution OM\_Distri (critère D1C4) (17 espèces considérées, appartenant aux catégories : SURF = alimentation en surface, PLPEL = plongeurs pélagiques ; O = BEE atteint, N = BEE non atteint).

#### 4.2.2 Discussion sur la définition des seuils

Voir 4.1.2.

En ce qui concerne les oiseaux en mer dans la SRM golfe de Gascogne, les indicateurs nationaux OM\_Abond et OM\_Distri sont directement inspirés de la méthodologie adoptée pour des indicateurs mammifères marins, eux-mêmes inspirés de travaux issus de la convention OSPAR. Cette méthodologie prête le flanc à la critique sur le choix d'une hypothèse nulle ne correspondant à aucun changement. Pour remédier en partie à ce problème, l'erreur de type I (seuil de risque) a été relevée de 0,05 à 0,20 pour ces indicateurs. De plus, la faible précision de l'indicateur OM\_Abond impose de l'interpréter avec précaution.

#### 4.2.3 Discussion sur la pertinence des indicateurs utilisés

Voir 4.1.3.

#### 4.2.4 Justification(s) de non-utilisation d'un critère

Voir 4.1.4.

#### 4.2.5 Justification de non-utilisation des évaluations des indicateurs des CMR

Voir 4.1.5.

#### 4.2.6 Présentation de la coopération régionale

Voir 4.1.6.

#### 4.1.7 Présentation des liens avec les PdS et recommandations en matière de recherche et de surveillance

Voir 4.1.7.

En ce qui concerne les oiseaux en mer, les données collectées durant les campagnes PELGAS ont permis d'explorer les possibilités d'indicateurs spécifiques au golfe de Gascogne (OM\_Abond et OM\_Distri). À l'avenir, il conviendra de comparer les résultats ainsi obtenus avec les résultats des campagnes ERMMA dans l'UMR sud de la SRM golfe de Gascogne (Castège & Hémary 2009) et les résultats des campagnes SAMM.

#### 4.2.8 Influence du changement climatique

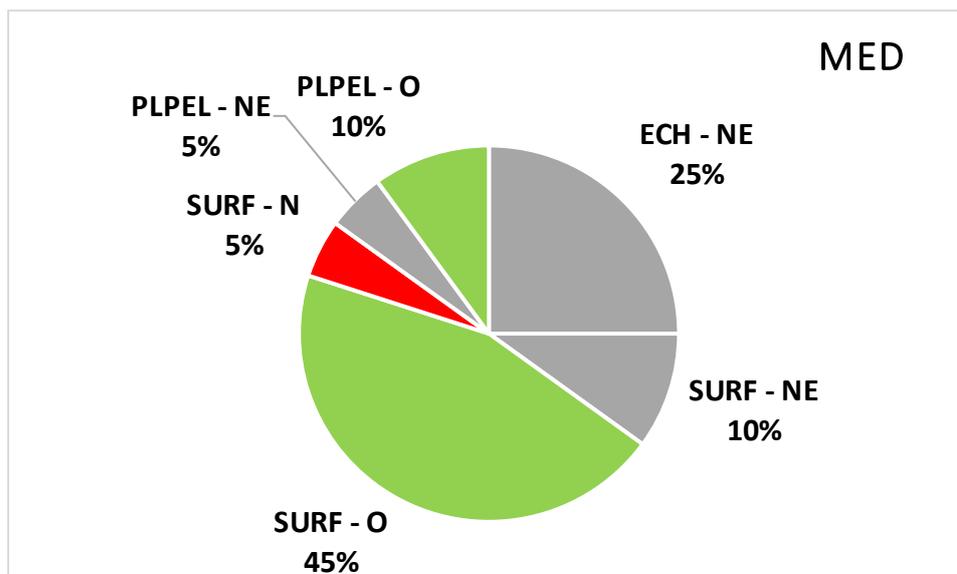
Voir 4.1.8.

#### 4.3. SRM Méditerranée occidentale

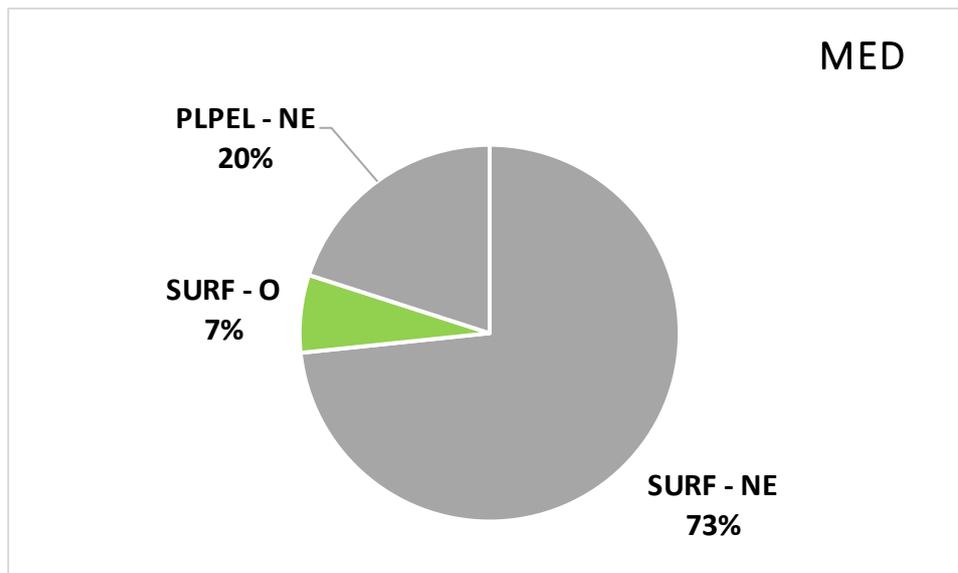
##### 3.3.1 Discussion sur les résultats au niveau national, comparaison avec l'évaluation DCSMM 2012

L'évaluation du bon état écologique est très partielle dans la SRM Méditerranée occidentale, compte tenu de l'absence de données pour renseigner le critère D1C1, et des données partielles, ou inexistantes, disponibles pour les différents groupes d'espèces pour renseigner les indicateurs des critères D1C2 (abondance – biomasse des populations), D1C3 (structure démographique) et D1C4 (distribution spatiale).

Lors de l'évaluation initiale 2012, seuls les oiseaux marins au sens strict, c'est-à-dire qui dépendent exclusivement ou très majoritairement du milieu marin (donc sans les limicoles), avaient été considérés et seules les évolutions numériques des effectifs nicheurs avaient été prises en compte. La connaissance extrêmement lacunaire sur la répartition et l'abondance des oiseaux en mer avait été soulignée à cette occasion.



**Figure 72** : Évaluation du bon état écologique pour les effectifs nicheurs (critère D1C2) des oiseaux marins et des limicoles côtiers pour la SRM Méditerranée occidentale (20 espèces considérées, appartenant aux catégories : ECH = échassiers, SURF = alimentation en surface, PLPEL = plongeurs pélagiques ; NE = BEE non évalué, O = BEE atteint, N = BEE non atteint).



**Figure 73** : Évaluation du bon état écologique pour la production en jeunes (critère D1C3) des oiseaux marins pour la SRM Méditerranée occidentale (15 espèces considérées, appartenant aux catégories : SURF = alimentation en surface, PLPEL = plongeurs pélagiques ; NE = BEE non évalué, O = BEE atteint, N = BEE non atteint).

#### 4.3.2 Discussion sur la définition des seuils

Voir 4.1.2.

#### 4.3.3 Discussion sur la pertinence des indicateurs utilisés

Voir 4.1.3.

#### 4.3.4 Justification(s) de non-utilisation d'un critère

Voir 4.1.4.

#### 4.3.5 Justification de non-utilisation des évaluations des indicateurs des CMR

Voir 4.1.5.

#### 4.3.6 Présentation de la coopération régionale

Voir 4.1.6.

#### 4.3.7 Présentation des liens avec les PdS et recommandations en matière de recherche et de surveillance

Voir 4.1.7.

#### 4.3.8 Influence du changement climatique

Voir 4.1.8.

## 5. Conclusion

Les résultats obtenus pour les différents critères et indicateurs sur les oiseaux marins et côtiers à l'échelle des différentes SRM montrent que de nombreux critères n'ont pas pu être évalués car les indicateurs associés ne sont pas opérationnels (Tableau 22). Cela s'explique soit parce que des données comparables collectées à l'échelle d'une période d'au moins 6 ans font défaut (aucune donnée disponible ou existence d'une seule campagne de collecte de données ou série temporelle trop courte), soit parce que les données qui existent, obtenues dans le cadre de multiples dispositifs, ne sont pas encore compilées et mobilisables sous un format standardisé à l'échelle des SRM.

Dans ce contexte, il est donc impossible d'évaluer le bon état écologique pour la composante « oiseaux marins », quelle que soit la SRM considérée (Tableau 25).

Ce travail a néanmoins permis d'identifier l'ensemble des jeux de données potentiellement mobilisables pour atteindre cet objectif d'évaluation et de mener un certain nombre d'analyses préliminaires ou exploratoires. Les données qui seront collectées dans les années à venir durant de nouvelles campagnes de suivis permettront sans aucun doute d'augmenter de manière conséquente le nombre d'indicateurs et de critères qui pourront être renseignés pour le prochain cycle d'évaluation (Tableau 26).

L'étude qui va être réalisée sur la définition d'une stratégie d'échantillonnage des colonies d'oiseaux marins du littoral français devrait aboutir à un certain nombre de recommandations du point de vue de l'approche spatio-temporelle la plus adéquate pour mettre en phase la collecte, la compilation et l'analyse des données avec les différentes échéances d'évaluation ou de rapportage (DCSMM, Directive Oiseaux, ZPS, etc.).

Conclusion importante : il faut souligner la lacune majeure, clairement identifiée, qui concerne l'évaluation du niveau des captures accidentelles dans les engins de pêche, lacune qu'il est impératif de combler pour le prochain cycle d'évaluation. L'absence d'évaluation de ce critère primaire (D1C1) empêche d'évaluer le BEE pour les oiseaux marins. Le programme de surveillance doit donc considérer comme une action prioritaire la mise en œuvre dans les années à venir d'une étude spécifique à l'échelle de l'ensemble des eaux françaises.

Autre point à souligner, compte tenu de la variabilité interannuelle naturelle du milieu marin, il est délicat, voire totalement hasardeux, de définir des tendances quand on ne dispose que de deux échantillonnages à plusieurs années d'intervalle, et il faut donc privilégier autant que possible la constitution de séries temporelles à long terme pour appréhender au mieux les éventuels changements des paramètres étudiés.

Ces différents constats permettront de définir une feuille de route pour les années à venir, pour compléter le programme de surveillance et pour atteindre l'objectif d'aboutir à une première évaluation aussi complète que possible du bon état écologique pour la composante « oiseaux marins » du descripteur 1 pour le prochain cycle 2024.

**Tableau 25** : Bilan des résultats obtenus pour les différents critères et indicateurs sur les oiseaux marins et côtiers à l'échelle des différentes UMR.

Espèces	MMdN	MC	GdG-N	GdG-S	MED
<b>Oiseaux herbivores</b>					
Critère D1C1	–	–	–	–	–
Critère D1C2	NE	NE	NE	NE	NE
Critère D1C3	–	–	–	–	–
Critère D1C4	NE	NE	NE	NE	NE
Critère D1C5	NE	NE	NE	NE	NE
<b>Échassiers</b>					
Critère D1C1	–	–	–	–	–
Critère D1C2 – nicheurs	NE	NE	NE	NE	NE
Critère D1C2 – hivernants	NE	NE	NE	NE	NE
Critère D1C3	–	–	–	–	–
Critère D1C4	NE	NE	NE	NE	NE
Critère D1C5	NE	NE	NE	NE	NE
<b>Oiseaux marins de surface</b>					
Critère D1C1	NE	NE	NE	NE	NE
Critère D1C2 – nicheurs	O (?)	N	O	O (?)	O
Critère D1C2 – en mer	NE	NE	O	O	NE
Critère D1C3	NE	O (?)	O (?)	NE	NE
Critère D1C4 – nicheurs	NE	NE	NE	NE	NE
Critère D1C4 – en mer	NE	NE	N	N	NE
Critère D1C5	NE	NE	NE	NE	NE
<b>Oiseaux plongeurs pélagiques</b>					
Critère D1C1	NE	NE	NE	NE	NE
Critère D1C2 – nicheurs	N	N	O	O	O (?)
Critère D1C2 – en mer	NE	NE	O	O	NE
Critère D1C3	NE	NE	O (?)	NE	NE
Critère D1C4 – nicheurs	NE	NE	NE	NE	NE
Critère D1C4 – en mer	NE	NE	O	O	NE
Critère D1C5	NE	NE	NE	NE	NE
<b>Oiseaux plongeurs benthiques</b>					
Critère D1C1	NE	NE	NE	NE	NE
Critère D1C2 – nicheurs	[NE]	[NE]	[NE]	–	–
Critère D1C2 – en mer	NE	NE	NE	NE	NE
Critère D1C3	[NE]	[NE]	[NE]	–	–
Critère D1C4 – nicheurs	[NE]	[NE]	[NE]	–	–
Critère D1C4 – en mer	NE	NE	NE	NE	NE
Critère D1C5	NE	NE	NE	NE	NE

« – » espèces non concernées par le critère, [ ] 1 seule espèce implantée récemment avec des effectifs réduits (< 10 couples), donc critère peu pertinent ; NE = BEE non évalué, O = BEE atteint, N = BEE non atteint, (?) incertitude liée au BEE non évalué pour quelques espèces

**Tableau 26** : Perspectives et recommandations pour le programme de surveillance pour le recueil de données à l'échelle de l'ensemble des SRM pour le prochain cycle d'évaluation.

Critères	Indicateurs	Données
D1C1 – Mortalité par captures accidentelle	Capture accidentelle d'oiseaux marins	– Définition et mise en œuvre d'un programme dédié sur les captures accidentelles d'oiseaux marins
D1C2 – Abondance – biomasse des populations	Abondance des nicheurs	– Mise en œuvre de la stratégie d'échantillonnage des colonies d'oiseaux marins du littoral français, avec un renforcement des suivis régionaux, et compilation des données collectées annuellement – Prise en compte des données sur les limicoles côtiers nicheurs
	Taux de croissance des limicoles côtiers	– Poursuite des travaux de développement de l'indicateur limicoles côtiers – Prise en compte des données des comptages Wetlands International sur les limicoles et les anatidés
	Abondance relative des oiseaux marins en mer	– Mise en œuvre d'une nouvelle campagne dédiée (type SAMM) couvrant l'ensemble des eaux sous juridiction française (prochaine campagne SAMM Méditerranée déjà planifiée en 2018/2019) – Poursuite des analyses sur le développement d'un indicateur à partir des données PELGAS, ERMMA et PELMED, et analyses comparatives – Utilisation des données d'enquêtes spécifiques réalisées depuis la côte (plongeurs et grèbes par exemple)
D1C3 – Structure démographique	Succès reproducteur des nicheurs	– Définition et mise en œuvre d'un programme coordonné, avec un renforcement des suivis régionaux, en s'inspirant des dispositifs actuels (Manche – mer du Nord, Bretagne, Méditerranée)
D1C4 – Distribution spatiale	Répartition des nicheurs	– Prise en compte des données compilées sur la période 1977-2016, et actualisées, dans le cadre de la stratégie d'échantillonnage des colonies d'oiseaux marins
	Répartition des limicoles côtiers	– Prise en compte des données des comptages Wetlands International sur les limicoles et les anatidés
	Répartition des oiseaux en mer	– Mise en œuvre d'une nouvelle campagne dédiée (type SAMM) couvrant l'ensemble des eaux sous juridiction française (prochaine campagne SAMM Méditerranée déjà planifiée en 2018/2019) – Poursuite des analyses basées sur les données PELGAS
D1C5 – Habitat de l'espèce	Pas d'indicateur associé	– Travaux de développement d'indicateur(s)

## 6. Références bibliographiques

Anderson O.R., Small C.J., Croxall J.P., Dunn E.K., Sullivan B.J., Yates O. & Black A. 2011. Global seabird bycatch in longline fisheries. *Endangered Species Research*, 14, 91-106.

Authier M., Dorémus G., Van Canneyt O., Boubert J-J., Gautier G., Doray M., Duhamel E., Massé J., Petitgas P., Ridoux V., Spitz J. (accepté) Exploring Change in the Relative Abundance of Marine Megafauna in the Bay of Biscay, 2004-2016. *Progress in Oceanography*

Authier M., Dorémus G., Falchetto H., Ridoux V., Vieilledent G. (en préparation) Estimating occupancy in single-visit surveys of marine mammals, Observatoire PELAGIS.

Bon C. & Caillot E. 2017. Développement d'un « indicateur limicoles côtiers » pour le tableau de bord des aires marines protégées. Observatoire du Patrimoine Naturel Littoral. Rapport d'exécution de l'année 1. Réserves Naturelles de France – Agence Française pour la Biodiversité – Centre d'Écologie Fonctionnelle & Évolutive, 39 p.

Bost C.A. & Le Maho Y. 1993. Seabirds as bio-indicators of changing marine ecosystems: new perspectives. *Acta*, 14, 463-470.

Buckland S.T., Rexstad, E.A., Marques, T.A. & Oedekoven, C.S. 2015. *Distance Sampling: Methods and Applications*. Springer, *Methods in Statistical Ecology*, 1st Edition.

Cadiou B. 2015. État des lieux des suivis menés sur les colonies d'oiseaux marins nicheurs du littoral de France métropolitaine, sources potentielles de données pour renseigner des indicateurs dans le cadre de la DCSMM. Rapport Gisom, MNHN, 18 p.

Cadiou B. & Fortin M. 2015. Utilisation des macrodéchets comme matériaux de nids par les cormorans huppés e Bretagne, en Normandie et en Corse : proposition d'un indicateur « macrodéchets » pour la DCSMM. Bretagne Vivante – Ifremer 8p.

Cadiou B., Pons J.-M. & Yésou P. (éds) 2004. Oiseaux marins nicheurs de France métropolitaine (1960-2000). Éditions Biotope, Mèze, 218 p.

Cadiou B. et les coordinateurs. 2015. 5e recensement des oiseaux marins nicheurs de France métropolitaine (2009-2012). *Ornithos*, 22, 233-257.

Cadiou B., Jacob Y., Provost P., Quénot F., Yésou P. & Février Y. 2016. Bilan de la saison de reproduction des oiseaux marins en Bretagne en 2015. Rapport de l'Observatoire régional des oiseaux marins en Bretagne, Brest, 42 p.

Caille M. & Caillot E. 2015. Développement d'un « indicateur limicoles côtiers » Observatoire du Patrimoine Naturel Littoral. Rapport de fin de convention. Réserve Naturelles de France – Agence des aires marines protégées – Centre d'Écologie Fonctionnelle & Évolutive, 252 p.

Cairns D.K. 1987. Seabirds as indicators of marine food supplies. *Biological Oceanography*, 5, 261-271.

Campbell B. & Lack E. 1985. A dictionary of birds. Poyser, Calton, 670 p.

Castège I. & Hémerly G. (coord.) 2009. Oiseaux marins et cétacés du golfe de Gascogne. Répartition, évolution des populations et éléments pour la définition des aires marines protégées. Éditions Biotope, Mèze et Muséum National d'Histoire naturelle, Paris, 176 p.

Cherel Y. & Weimerskirch H. 1995. Seabirds as indicators of marine resources: black-browed albatrosses feeding on ommastrephid squids in Kerguelen waters. *Marine Ecology Progress Series*, 129, 295-300.

Comolet-Tirman J., Hindermeier X. & Giblet J.-P. 2007. Liste française des oiseaux marins susceptibles de justifier la création de Zones de Protection spéciale. Convention MEDD/MNHN 2006 - Fiche n°4. Rapport SPN 2007/5, 11 p.

Comolet-Tirman J., Sibley J.-P., Witté I., Cadiou B., Czajkowski M.A., Deceuninck B., Jiguet F., Landry P., Quaintenne G., Roché J.E., Sarasa M. & Touroult J. 2015. Statuts et tendances des populations d'oiseaux nicheurs de France. Bilan simplifié du premier rapportage national au titre de la Directive Oiseaux. *Alauda*, 83, 35-76.

Cook A.S.C.P., Parsons M., Mitchell I. & Robinson R.A. 2011. Reconciling policy with ecological requirements in biodiversity monitoring. *Marine Ecology Progress Series*, 434, 267-277.

Cook A.S.C.P., Robinson R.A. & Ross-Smith V.H. 2014a. Development of MSFD indicators, baselines and target for seabird breeding failure occurrence in the UK (2012). JNCC Report 539, ISSN 0963 8901.

Cook A.S.C.P., Dadam D., Mitchell I., Ross-Smith R.S. & Robinson R.A. 2014b. Indicators of seabird reproductive performance demonstrate the impact of commercial fisheries on seabird populations in the North Sea. *Ecological Indicators*, 38, 1-11.

Debout G. 2005. L'hivernage des oiseaux en mer en Normandie : résultats de l'enquête 2001-2002. *Le Cormoran* 13, 62, 237-242.

Cortés V., García-Barcelona S. & González-Solís J. 2018. Sex-and age-biased mortality of three shearwater species in longline fisheries of the Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series*, 588, 229-241.

Debout G. 2014. Hivernage des grèbes et des plongeurs sur la façade littorale Manche – mer du Nord : Résultats de l'enquête menée pendant l'hiver 2012-2013. Étude réalisée par le Groupe Ornithologique Normand à la demande de l'AAMP, 21 p.

Deceuninck B. & Mahéo R. 1998a. Limicoles nicheurs de France. Synthèse de l'enquête nationale 1995-1996. LPO, Ministère de l'Environnement, 102 p.

Deceuninck B. & Mahéo R. 1998b. Limicoles nicheurs de France. Synthèse de l'enquête nationale 1995-1996 et évolution des populations sur 12 ans. *Ornithos*, 5, 97-117.

Diamond A.W. & Devlin C.M. 2003. Seabirds as indicators of changes in marine ecosystems: ecological monitoring on Machias Seal Island. *Environmental Monitoring and Assessment*, 88, 153-181.

Doray M., Petitgas P., Romagnan J.B., Huret M., Duhamel E., Dupuy C., Spitz J., Authier M., Sanchez F., Berger L., Dorémus G., Bourriau P., Grellier P. & Massé J. 2017. The PELGAS survey: ship-based integrated monitoring of the Bay of Biscay pelagic ecosystem. *Progress in Oceanography*.

Dorémus G. 2016. Observatoire PELAGIS boat surveys 2003-2015. OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/1403>).

Dubois P.J. & Mahéo R. 1986. Limicoles nicheurs en France. Ministère de l'environnement. LPO – BIROE, 291 p.

Durant J.M., Hjermmann D.Ø., Frederiksen M., Charrassin J.B., Le Maho Y., Sabarros P.S., Crawford R.J.M. & Stenseth N.C. 2009. Pros and cons of using seabirds as ecological indicators. *Climate Research*, 39, 115-129.

Einoder L.D. 2009. A review of the use of seabirds as indicators in fisheries and ecosystem management. *Fisheries Research*, 95, 6-13.

Furness R.W. & Camphuysen K. 1997. Seabirds as monitors of the marine environment. *ICES Journal of Marine Science*, 54, 726-737.

Gaudard C., Quaintenne G., Deceuninck B., Ward A., Dronneau C. & Dalloyau S. 2017. Synthèse des dénombrements d'anatidés et de foulques hivernant en France à la mi-janvier 2016. Rapport WI, LPO, DEB, Rochefort, 89 p.

Genovart M., Bécares J., Igual J.-M., Martínez-Abrain A., Escandell R., Sánchez A., Rodríguez R., 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*, Online Version.

Godet L., Jaffré M. & Devictor V. 2011. Waders in winter: long-term changes of migratory bird assemblages facing climate change. *Biology Letters*, published online, 4 p.

Grémillet D. & Boulinier T. 2009. Spatial ecology and conservation of seabirds facing global climate change: a review. *Marine Ecology Progress Series*, 391, 121-137.

Guérin L. (coord.), Feunteun E., Gonson C., Laurand S., Lavesque N., Lejart M. & You H. 2012. Méthodes d'évaluation de l'état écologique, caractérisation du « bon état » pour la DCSMM et recommandations pour les travaux futurs - Descripteur 1 (maintien de la diversité biologique. La qualité des habitats et leur nombre, ainsi que la distribution et l'abondance des espèces sont adaptés aux conditions physiographiques, géographiques et climatiques existante) et Descripteur 2 (les espèces non indigènes introduites par le biais des activités humaines sont à des niveaux qui ne perturbent pas l'écosystème). MNHN-RESOMAR, 71 p. + annexes. Disponible sur <http://resomar.cnrs.fr/Travaux-de-recherche-DCSMM>

Guérin L., Feunteun E., Gremare A., Beauvais S. (coord.), Gailhard-Rocher I., Grall J., Labrune C., Laurand S., Lavesque N., Lejart M., Paillet J., Personnic S., Quemmerais-Amice F., Sterckeman A., Robinet T. & You H. 2013. Définition du programme de surveillance et plan d'acquisition de connaissances pour la DCSMM : propositions scientifiques et techniques (chantier 2). Thématique 1 : Biodiversité. MNHN-Service des stations marines, RESOMAR, AAMP. 212 p. + annexes. Disponible sur <http://resomar.cnrs.fr/Travaux-de-recherche-DCSMM>

Hammond P.S., Macleod K., Berggren P., Borchers D.L., Burt L., Cañadas A., Desportes G., Donovan G.P., Gilles A., Gillespie D., Gordon J., Hiby L., Kuklik I., Leaper R., Lehnert K., Leopold M., Lovell P., Øien N., Paxton C.G.M, Ridoux V., Rogan E., Samarra F. Scheidat M., Sequeira M., Siebert U., Skov H., Swift R., Tasker M.L., Teilmann J., Van Canneyt O. & Vázquez J.A. 2013. Cetacean abundance and distribution in European Atlantic shelf waters to inform conservation and management. *Biological Conservation*, 164, 107-122.

Hastie T. & Tibshirani R. 1990. *Generalized additive models*. John Wiley & Sons, Inc.

Humphreys E M, Risely K, Austin G E, Johnston A and Burton N.H.K. 2012. Development of MSFD Indicators, Baselines and Targets for Population Size and Distribution of Marine Birds in the UK. BTO Research Report No. 626. 32p.

ICES. 2013. Report of the Workshop to Review and Advise on Seabird Bycatch (WKBYCS), 14–18 October 2013, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2013/ACOM: 77, 79 p.

ICES. 2015. Report of the Joint ICES/OSPAR Working Group on Seabirds (JWGBIRD), 17-21 November 2014, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2014/ACOM: 30, 115 p.

ICES. 2016. Report of the Joint OSPAR/HELCOM/ICES Working Group on Seabirds (JWGBIRD), 9-13 November 2015, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2015/ACOM:28, 196 p.

Issa N. & Muller Y. 2015. Atlas des oiseaux de France métropolitaine : nidification et présence hivernale. Delachaux & Niestlé, 1 408 p.

Jacob Y. (coord.) 2016. *Sternes de Bretagne 2015 – Rapport de l'Observatoire régional des oiseaux marins en Bretagne*. Rapport Bretagne Vivante, Brest, 38 p.

King G., Tomz M. & Wittenberg J. 2000. Making the most of statistical analyses: improving interpretation and presentation. *American Journal of Political Science*, 44, 341-355.

Le Dréan-Quéneec'hdu S. 1999. Paramètres influençant la répartition des limicoles : sédiments et parasites. Thèse pour le grade de docteur de l'Université de Rennes I. Université de Rennes I, Rennes, 425 p.

Le Rest K., Certain G., Debétencourt B. & Bretagnolle V. 2016. Spatio-temporal modelling of auk abundance after the Erika oil spill and implications for conservation. *Journal of Applied Ecology*, 53, 1862-1870.

Mahéo R. & Le Dréan-Quéneec'hdu S. 2016. Limicoles séjournant en France (littoral) – Janvier 2016. Rapport Wetlands International, ONCFS, 50 p.

Petit L, 2015. Oiseaux marins : des indicateurs de la qualité du milieu. Agence des aires marines protégées, 30 p.

Petitgas P., Doray M., Huret M., Massé J. & Woillez M. 2014. Modelling the variability in fish spatial distributions over time with empirical orthogonal functions: anchovy in the Bay of Biscay. *ICES Journal of Marine Science*, 71, 2379-2389.

Pettex E., Lambert C., Laran S., Ricart A., Virgili A., Falchetto H., Authier M., Monestiez P., Van Canneyt O., Dorémus G., Blanck A., Toison V. & Ridoux V. 2014. Suivi Aérien de la Mégafaune Marine en France métropolitaine - Rapport final. Université de la Rochelle UMS 3462, 169p.

Pettex E., David L., Authier M., Blanck A., Dorémus G., Falchetto H., Laran S., Monestiez P., Van Canneyt O., Virgili A. & Ridoux V. 2017a. Using large scale surveys to investigate seasonal variations in seabird distribution and abundance. Part I: The North Western Mediterranean Sea. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 141, 74-85.

Pettex E., Laran S., Authier M., Blanck A., Dorémus G., Falchetto H., Lambert C., Monestiez P., Stéfan E., Van Canneyt O. & Ridoux V. 2017b. Using large scale surveys to investigate seasonal variations in seabird distribution and abundance. Part II: The Bay of Biscay and the English Channel. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 141, 86-101.

Piatt J.F., Harding A.M., Shultz M., Speckman S.G., Van Pelt T.I., Drew G.S. & Kettle A.B. 2007. Seabirds as indicators of marine food supplies: Cairns revisited. *Marine Ecology Progress Series*, 352, 221-234.

Piersma T. 1987. Hink, stap of sprong? Reisbeperkingen van arctische steltlopers door voedselzoeken, vetopbouw en vliegsnelheid. *Limosa*, 60, 185-194.

Piersma T. & Wiersma P. 1996. Charadriidae (Plovers). *In*: Del Hoyo J, Elliot A & Sargatal J. Handbook of Bird of the World. Vol. 3. Hoatzin to Auks, Lynx Edicions, Barcelona, 384-442.

Piersma T. & Lindström Å. 2004. Migrating shorebirds as integrative sentinels of global environmental change. *Ibis*, 146, 61-69.

Quaintenne G. et les coordinateurs-espèce. 2016. Les oiseaux nicheurs rares et menacés en France en 2014. *Ornithos*, 23, 65-101.

Royle J.A., Dawson D.K. & Bates S. 2004. Modeling abundance effects in distance sampling. *Ecology* 85, 1591-1597.

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.

Smit C.J. & Piersma T. 1994. Effectifs, distribution à la mi-janvier et migration des populations de limicoles utilisant la voie de migration Est-Atlantique. Office National de la Chasse, bulletins mensuels, 193, 194-195.

Sydeman W.J., Thompson S.A. & Kitaysky A. 2012. Seabirds and climate change: roadmap for the future. *Marine Ecology Progress Series*, 454, 107-117.

Valéry L. 2010. Note de synthèse sur les captures accidentelles d'oiseaux marins par les engins de pêche. Service du patrimoine naturel, Muséum national d'histoire naturelle, Paris, 8 p.

Van Franeker J.A. 1992. Top predators as indicators for ecosystem events in the confluence zone and marginal ice zone of the Weddell and Scotia seas, Antarctica, November 1988 to January 1989 (EPOS Leg 2). In *Weddell Sea Ecology*, pp. 93-102. Springer, Berlin, Heidelberg.

Vieilledent G., Merow C., Guélat J., Latimer A., Kéry M., Gelfand A., Wilson A., Mortier F. & Silander Jr.J. 2014. hSDM: Hierarchical Bayesian Species Distribution Models. (<https://cran.r-project.org/web/packages/hSDM/hSDM.pdf>)

Walmsley S.F., Weiss, A., Claussen U. & Connor D. 2017. Guidance for assessments under Article 8 of the Marine Strategy Framework Directive, integration of assessment results. ABPmer Report No R.2733, produced for the European Commission, DG Environment, February 2017, 161 p.

Walsh P.M., Halley D.J., Harris M.P., del Nevo A., Sim I.M.W. & Tasker M.L. 1995. Seabird monitoring handbook for Britain and Ireland. JNCC / RSPB / ITE Seabird Group, Peterborough.

Wood S.N. 2006. *Generalized Additive Models: An Introduction with R*. Chapman & Hall/CRC, Boca Raton, Florida.

## 7. Annexes

**Annexe 1** : Liste des espèces d'oiseaux à considérer

**Annexe 2** : Fiches sur les 12 espèces de limicoles en hiver

## Annexe 1 : Liste des espèces d'oiseaux à considérer

Famille	Nom vernaculaire	Nom scientifique	Catégorie DCSMM	Nicheur littoral	En mer	Limicole hivernant
GAVIIDAE	Plongeon catmarin	<i>Gavia stellata</i>	ois eaux plongeurs pélagiques	NON	OUI	NON
GAVIIDAE	Plongeon arctique	<i>Gavia arctica</i>	ois eaux plongeurs pélagiques	NON	OUI	NON
GAVIIDAE	Plongeon limbrin	<i>Gavia immer</i>	ois eaux plongeurs pélagiques	NON	OUI	NON
PODICIPEDIDAE	Grèbe huppé	<i>Podiceps cristatus</i>	ois eaux plongeurs pélagiques	OUI	OUI	NON
PODICIPEDIDAE	Grèbe jougris	<i>Podiceps grisegena</i>	ois eaux plongeurs pélagiques	OUI	OUI	NON
PODICIPEDIDAE	Grèbe esclavon	<i>Podiceps auritus</i>	ois eaux plongeurs pélagiques	NON	OUI	NON
PODICIPEDIDAE	Grèbe à cou noir	<i>Podiceps nigricollis</i>	ois eaux plongeurs pélagiques	NON	OUI	NON
PROCELLARIIDAE	Pétrel fulmar (Fulmar boréal)	<i>Fulmarus glacialis</i>	ois eaux marins de surface	OUI	OUI	NON
PROCELLARIIDAE	Puffin cendré	<i>Calonectris diomedea</i>	ois eaux marins de surface (+ oiseaux plongeurs pélagiques)	OUI	OUI	NON
PROCELLARIIDAE	Puffin majeur	<i>Puffinus gravis</i>	ois eaux marins de surface (+ oiseaux plongeurs pélagiques)	NON	OUI	NON
PROCELLARIIDAE	Puffin fuligineux	<i>Puffinus puffinus</i>	ois eaux marins de surface (+ oiseaux plongeurs pélagiques)	OUI	OUI	NON
PROCELLARIIDAE	Puffin des Anglais	<i>Puffinus puffinus</i>	ois eaux marins de surface (+ oiseaux plongeurs pélagiques)	OUI	OUI	NON
PROCELLARIIDAE	Puffin des Baléares	<i>Puffinus mauretanicus</i>	ois eaux marins de surface (+ oiseaux plongeurs pélagiques)	NON	OUI	NON
PROCELLARIIDAE	Puffin yelkouan	<i>Puffinus yelkouan</i>	ois eaux marins de surface (+ oiseaux plongeurs pélagiques)	OUI	OUI	NON
HYDROBATIDAE	Pétrel tempête (Océanite tempête)	<i>Hydrobatas pelagicus</i>	ois eaux marins de surface	OUI	OUI	NON
HYDROBATIDAE	Pétrel culblanc (Océanite culblanc)	<i>Oceanodroma leucorhoa</i>	ois eaux marins de surface	NON	OUI	NON
SULIDAE	Fou de Bassan	<i>Morus bassanus</i> ( <i>Sula bassana</i> )	ois eaux plongeurs pélagiques	OUI	OUI	NON
PHALACROCORACIDAE	Grand Cormoran	<i>Phalacrocorax carbo</i>	ois eaux plongeurs pélagiques (+ oiseaux plongeurs benthiques)	OUI	OUI	NON
PHALACROCORACIDAE	Cormoran huppé	<i>Phalacrocorax aristotelis</i>	ois eaux plongeurs pélagiques (+ oiseaux plongeurs benthiques)	OUI	OUI	NON
ANATIDAE	Bernache cravant	<i>Branta bernicla</i>	ois eaux herbivores	NON	OUI	NON
ANATIDAE	Tadorne de Belon	<i>Tadorna tadorna</i>	échantier	OUI	OUI	NON
ANATIDAE	Fuligule milouinan	<i>Aythya marila</i>	ois eaux plongeurs benthiques	NON	OUI	NON
ANATIDAE	Eider à duvet	<i>Somateria mollissima</i>	ois eaux plongeurs benthiques	(OUI)	OUI	NON
ANATIDAE	Harede boréale (Harede de Miquelon)	<i>Clangula clangula</i>	ois eaux plongeurs benthiques	NON	OUI	NON
ANATIDAE	Macreuse noire	<i>Melanitta nigra</i>	ois eaux plongeurs benthiques	NON	OUI	NON
ANATIDAE	Macreuse brune	<i>Melanitta fusca</i>	ois eaux plongeurs benthiques	NON	OUI	NON
ANATIDAE	Garrot à œil d'or	<i>Bucephala clangula</i>	ois eaux plongeurs benthiques	NON	OUI	NON
ANATIDAE	Harle huppé	<i>Mergus serrator</i>	ois eaux plongeurs pélagiques	(OUI)	OUI	NON
HAEMATOPODIDAE	Huitrier pie	<i>Haematopus ostralegus</i>	échantier	OUI	NON	OUI
RECURVIROSTRIDAE	Échasse blanche	<i>Himantopus himantopus</i>	échantier	OUI	NON	OUI
RECURVIROSTRIDAE	Avocette élégante	<i>Recurvirostra avosetta</i>	échantier	OUI	NON	OUI
CHARADRIIDAE	Vanneau huppé	<i>Vanellus vanellus</i>	échantier	OUI	NON	OUI
CHARADRIIDAE	Pluvier doré	<i>Pluvialis apricaria</i>	échantier	NON	NON	OUI
CHARADRIIDAE	Pluvier argenté	<i>Pluvialis squatarola</i>	échantier	NON	NON	OUI
CHARADRIIDAE	Grand Gravelot	<i>Charadrius hiaticula</i>	échantier	OUI	NON	OUI
CHARADRIIDAE	Gravelot à collier interrompu	<i>Charadrius alexandrinus</i>	échantier	OUI	NON	OUI
SCOLOPACIDAE	Barge rousse	<i>Limosa lapponica</i>	échantier	NON	NON	OUI
SCOLOPACIDAE	Barge à queue noire	<i>Limosa limosa</i>	échantier	NON	NON	OUI
SCOLOPACIDAE	Courlis corlieu	<i>Numenius phaeopus</i>	échantier	NON	NON	OUI
SCOLOPACIDAE	Courlis cendré	<i>Numenius arquata</i>	échantier	NON	NON	OUI
SCOLOPACIDAE	Combattant varié	<i>Philomachus pugnax</i>	échantier	NON	NON	OUI
SCOLOPACIDAE	Chevalier arlequin	<i>Tringa erythropus</i>	échantier	NON	NON	OUI
SCOLOPACIDAE	Chevalier gambette	<i>Tringa totanus</i>	échantier	NON	NON	OUI

Famille	Nom vernaculaire	Nom scientifique	Catégorie DCSMM			
SCOLOPACIDAE	Chevalier aboyeur	<i>Tringa nebularia</i>	échassier	NON	NON	OUI
SCOLOPACIDAE	Chevalier sylvain	<i>Tringa glareola</i>	échassier	NON	NON	(OUI)
SCOLOPACIDAE	Chevalier culblanc	<i>Tringa ochropus</i>	échassier	NON	NON	OUI
SCOLOPACIDAE	Chevalier guignette	<i>Actitis hypoleucos</i>	échassier	NON	NON	OUI
SCOLOPACIDAE	Tournepierre à collier	<i>Arenaria interperes</i>	échassier	NON	NON	OUI
SCOLOPACIDAE	Phalarope à bec étroit	<i>Phalaropus lobatus</i>	oiseaux marins de surface	NON	NON	OUI
SCOLOPACIDAE	Phalarope à bec large	<i>Phalaropus fulicarius</i>	oiseaux marins de surface	NON	NON	(OUI)
SCOLOPACIDAE	Bécasseau maubèche	<i>Calidris canutus</i>	échassier	NON	NON	OUI
SCOLOPACIDAE	Bécasseau sanderling	<i>Calidris alba</i>	échassier	NON	NON	OUI
SCOLOPACIDAE	Bécasseau minette	<i>Calidris minuta</i>	échassier	NON	NON	OUI
SCOLOPACIDAE	Bécasseau cocorli	<i>Calidris ferruginea</i>	échassier	NON	NON	OUI
SCOLOPACIDAE	Bécasseau violet	<i>Calidris maritima</i>	échassier	NON	NON	OUI
SCOLOPACIDAE	Bécasseau variable	<i>Calidris alpina</i>	échassier	NON	NON	OUI
STERCORARIIDAE	Labbe parasite	<i>Stercorarius parasiticus</i>	oiseaux marins de surface	NON	NON	OUI
STERCORARIIDAE	Labbe à longue queue	<i>Stercorarius longicaudus</i>	oiseaux marins de surface	NON	NON	NON
STERCORARIIDAE	Labbe pomarin	<i>Stercorarius pomarinus</i>	oiseaux marins de surface	NON	NON	OUI
STERCORARIIDAE	Grand Labbe	<i>Catharacta skua (Stercorarius skua)</i>	oiseaux marins de surface	NON	NON	NON
LARIDAE	Mouette mélanocéphale	<i>Larus melanocephalus</i>	oiseaux marins de surface	OUI	OUI	NON
LARIDAE	Mouette pygmée	<i>Larus minutus</i>	oiseaux marins de surface	NON	NON	NON
LARIDAE	Mouette de Sabine	<i>Larus sabini</i>	oiseaux marins de surface	NON	NON	NON
LARIDAE	Mouette rieuse	<i>Larus ridibundus</i>	oiseaux marins de surface (+ échassier)	OUI	OUI	NON
LARIDAE	Goéland railleur	<i>Larus genei</i>	oiseaux marins de surface	OUI	OUI	NON
LARIDAE	Goéland d'Audouin	<i>Larus audouinii</i>	oiseaux marins de surface	OUI	OUI	NON
LARIDAE	Goéland cendré	<i>Larus canus</i>	oiseaux marins de surface (+ échassier)	(OUI)	OUI	NON
LARIDAE	Goéland brun	<i>Larus fuscus</i>	oiseaux marins de surface (+ échassier)	OUI	OUI	NON
LARIDAE	Goéland argenté	<i>Larus argentatus</i>	oiseaux marins de surface (+ échassier)	OUI	OUI	NON
LARIDAE	Goéland leucophée	<i>Larus michahellis</i>	oiseaux marins de surface (+ échassier)	OUI	OUI	NON
LARIDAE	Goéland bourgmestre	<i>Larus hyperboreus</i>	oiseaux marins de surface (+ échassier)	NON	NON	NON
LARIDAE	Goéland marin	<i>Larus marinus</i>	oiseaux marins de surface	OUI	OUI	NON
LARIDAE	Mouette tridactyle	<i>Rissa tridactyla</i>	oiseaux marins de surface	OUI	OUI	NON
STERNIDAE	Sterne hansel	<i>Gelochelidon nilotica (Sterna nilotica)</i>	oiseaux marins de surface	OUI	OUI	NON
STERNIDAE	Sterne caspienne	<i>Sterna caspia</i>	oiseaux marins de surface	NON	NON	NON
STERNIDAE	Sterne caugek	<i>Sterna sandvicensis</i>	oiseaux marins de surface	OUI	OUI	NON
STERNIDAE	Sterne de Dougall	<i>Sterna dougalli</i>	oiseaux marins de surface	OUI	OUI	NON
STERNIDAE	Sterne pierregarin	<i>Sterna hirundo</i>	oiseaux marins de surface	OUI	OUI	NON
STERNIDAE	Sterne arctique	<i>Sterna paradisaea</i>	oiseaux marins de surface	(OUI)	OUI	NON
STERNIDAE	Sterne naïne	<i>Sterna albifrons</i>	oiseaux marins de surface	OUI	OUI	NON
STERNIDAE	Guifette noire	<i>Chlidonias niger</i>	oiseaux marins de surface	NON	NON	NON
ALCIDAE	Guillemot de Troïl	<i>Uria aalge</i>	oiseaux plongeurs pélagiques	OUI	OUI	NON
ALCIDAE	Pingouin torda (Petit Pingouin)	<i>Alca torda</i>	oiseaux plongeurs pélagiques	OUI	OUI	NON
ALCIDAE	Mergule nain	<i>Alle alle</i>	oiseaux plongeurs pélagiques	NON	NON	NON
ALCIDAE	Macareux moine	<i>Fratercula arctica</i>	oiseaux plongeurs pélagiques	OUI	OUI	NON

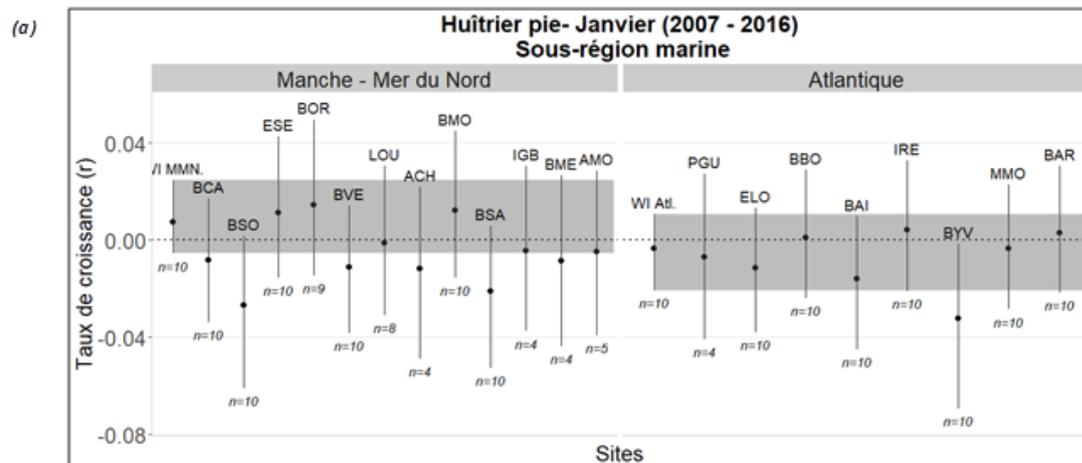
## Annexe 2 : Fiches sur les 12 espèces de limicoles en hiver

Dans ces fiches, l'appellation « Manche – mer du Nord » correspond aux actuelles SRM Manche – mer du Nord et mers Celtiques. L'appellation « Atlantique » quant à elle correspond aux SRM Golfe de Gascogne nord et Golfe de Gascogne sud.

### Huïtrier pie (*Haematopus ostralegus*)

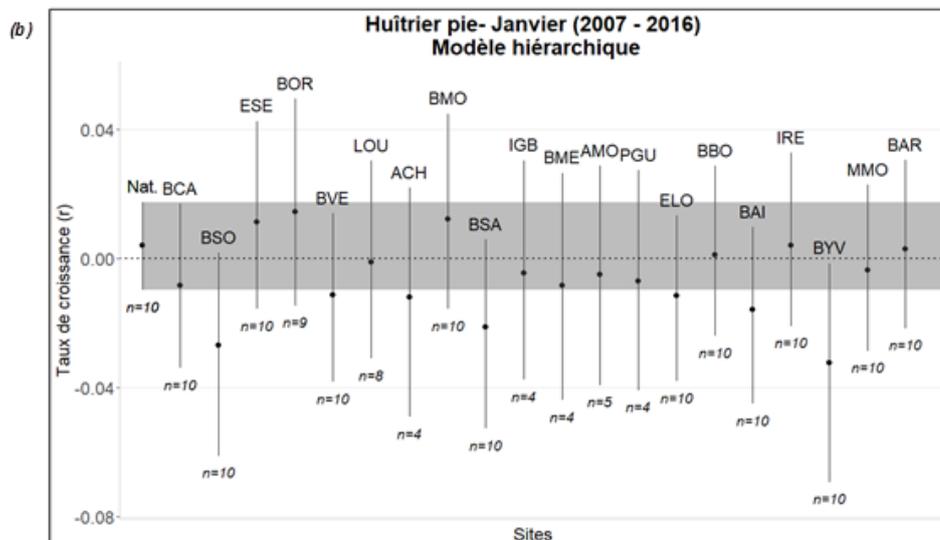
Fiche 1 : Résultats du modèle hiérarchique sur les effectifs d'Huïtriers pie de janvier 2007 à 2016. (a) Taux de croissance moyen et intervalle de confiance à 80% sur chaque site fonctionnel, comparés au taux de croissance moyen national (Nat. ; bande grise). ; (b) Taux de croissance moyen et intervalle de confiance à 80% sur chaque site fonctionnel, comparés au taux de croissance moyen des sous-régions marines (bande grise) ; WI : sites fonctionnels Wetlands International – MMN : Manche Mer du Nord – Atl : Atlantique – Med : Méditerranée).

Sites fonctionnels du Nord au Sud : BCA : Baie de Canche ; BSO : Baie de Somme ; ESE : Estuaire de la Seine ; BOR : Baie d'Orne ; BVE : Baie des Veys ; LOU : Littoral Ouest-Cotentin ; ACH : Archipel de Chausey ; BMO : Baie du Mont Saint-Michel ; BSA : Baie de Saint-Brieuc ; IGB : Île Grande – Baie de Trégastel – Perros-Guirec ; BME : Baie de Morlaix-Estuaire de la Penzé ; AMO : Archipel de Molène ; PGU : Presqu'île de Guérande ; ELO : Estuaire de la Loire ; BBO : Baie de Bourgneuf-Île de Noirmoutier ; BAI : Baie de l'Aiguillon ; IRE : Île de Ré ; BYV : Baie d'Yves ; MMO : Marais Moëze-Oléron ; BAR : Bassin d'Arcachon



Sur les 20 sites fonctionnels inclus dans l'analyse, les effectifs d'Huïtrier-pie sont considérés comme stables pour 18 sites sur la période 2007-2016. Les effectifs sont en diminution sur les deux autres sites : Baie de Somme (BSO) et Baie d'Yves (BYV).

À l'échelle des deux sous-régions marines Manche Mer du Nord et Atlantique, les effectifs d'Huïtrier pie sont stables. Les tendances des sites fonctionnels suivent la tendance de la sous-région marine à laquelle ils appartiennent à l'exception de deux sites : les taux de croissance des effectifs sur les sites Baie de Somme (BSO) et Baie de Saint-Brieuc (BSA) sont significativement inférieurs au taux de croissance de la sous-région marine Manche Mer du Nord (Fig a).



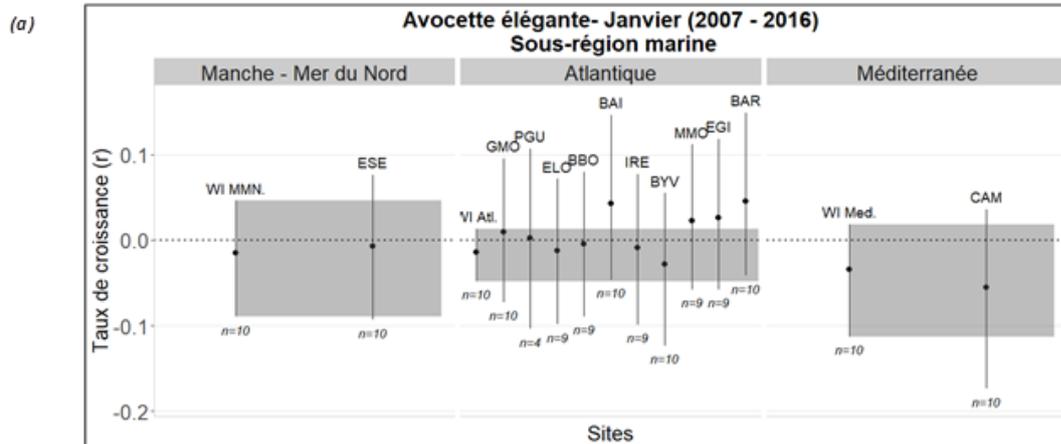
La tendance nationale (Nat.) des effectifs d'Huïtrier Pie est stable.

Les tendances locales suivent la tendance nationale à l'exception de 3 sites : les taux de croissance des effectifs en Baie de Somme (BSO), Baie de Saint Brieuc (BSA), Baie d'Yves (BYV) sont significativement inférieurs au taux de croissance national (Fig b).

## Avocette élégante (*Recurvirostra avosetta*)

Fiche 1 : Résultats du modèle hiérarchique sur les effectifs d'Avocette élégante de janvier 2007 à 2016. (a) Taux de croissance moyen et intervalle de confiance à 80% sur chaque site fonctionnel, comparés au taux de croissance moyen national (Nat. ; bande grise). ; (b) Taux de croissance moyen et intervalle de confiance à 80% sur chaque site fonctionnel, comparés au taux de croissance moyen des sous-régions marines (bande grise ; WI: sites fonctionnels Wetlands International – MMN: Manche Mer du Nord – Atl: Atlantique – Med: Méditerranée), comparés au taux de croissance moyen des sous-régions marines (bande grise ; WI: sites fonctionnels Wetlands International).

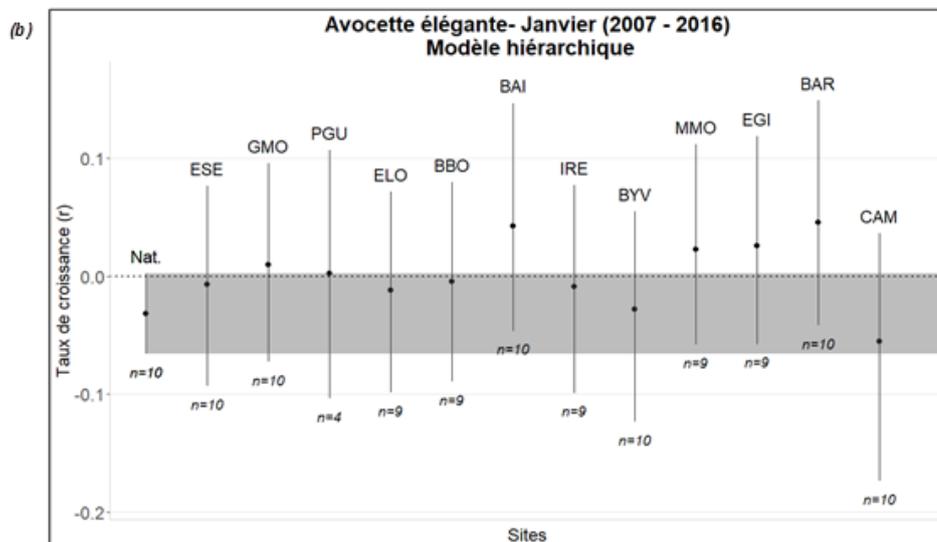
Sites fonctionnels du Nord au Sud : ESE : Estuaire de la Seine ; GMO : Golfe du Morbihan ; PGU : Presqu'île de Guérande ; ELO : Estuaire de la Loire ; BBO : Baie de Bourgneuf-Île de Noirmoutier ; BAI : Baie de l'Aiguillon ; IRE : Île de Ré ; BYV : Baie d'Yves ; MMO : Marais Moëze-Oléron ; EGI : Estuaire de Gironde ; BAR : Bassin d'Arcachon ; CAM : Camargue



Les effectifs d'Avocette élégante sont considérés comme stables sur les 12 sites fonctionnels inclus dans l'analyse sur la période 2007-2016.

A l'échelle de chaque sous-région marine, les effectifs d'Avocette élégante sont stables.

Les tendances des sites fonctionnels suivent la tendance de la sous-région marine à laquelle ils appartiennent (Fig a).

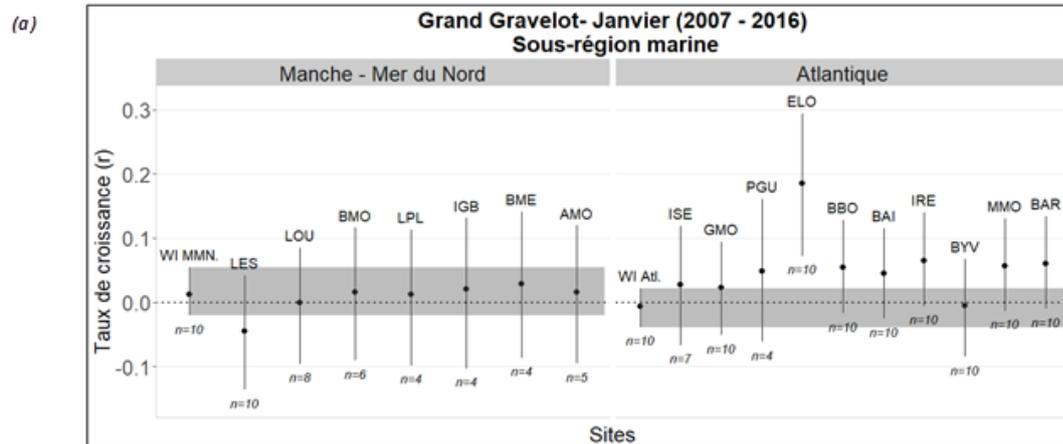


La tendance nationale (Nat.) des effectifs d'Avocette élégante est stable. Les tendances des sites fonctionnels suivent la tendance nationale (Fig b).

## Grand gravelot (*Charadrius hiaticula*)

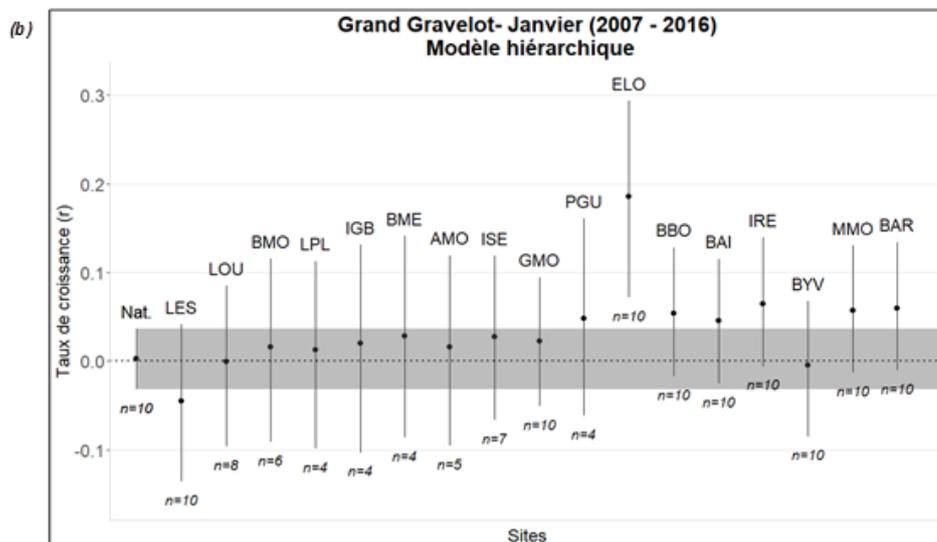
Fiche 1 : Résultats du modèle hiérarchique sur les effectifs de grand gravelot de janvier 2007 à 2016. (a) Taux de croissance moyen et intervalle de confiance à 80% sur chaque site fonctionnel, comparés au taux de croissance moyen national (Nat. ; bande grise) ; (b) Taux de croissance moyen et intervalle de confiance à 80% sur chaque site fonctionnel, comparés au taux de croissance moyen des sous-régions marines (bande grise ; WI : sites fonctionnels Wetlands International).

Sites fonctionnels du Nord au Sud : LES : Littoral Est Cotentin ; LOU : Littoral Ouest-Cotentin ; BMO : Baie du Mont-Saint-Michel ; LPL : Littoral de Pleubian ; IGB : Île Grande – Baie de Trégastel – Perros-Guirec ; BME : Baie de Morlaix-Estuaire de la Penzé ; AMO : Archipel de Molène ; ISE : Île de Sein ; GMO : Golfe du Morbihan ; PGU : Presqu'île de Guérande ; ELO : Estuaire de la Loire ; BBO : Baie de Bourgneuf-Île de Noirmoutier ; BAI : Baie de l'Aiguillon ; IRE : Île de Ré ; BYV : Baie d'Yves ; MMO : Marais Moëze-Oléron ; BAR : Bassin d'Arcachon



Sur les 17 sites fonctionnels inclus dans l'analyse, les effectifs de Grand gravelot sont considérés comme stables pour 12 sites sur la période 2007-2016. Les effectifs sont en augmentation sur les quatre autres sites : Estuaire de la Loire (ELO), Île de Ré (IRE), Marais Moëze-Oléron (MMO) et Bassin d'Arcachon (BAR).

À l'échelle des sous-régions marines Manche Mer du Nord et Atlantique, les effectifs de Grand gravelot sont stables. Les tendances des sites fonctionnels suivent la tendance de la sous-région marine à laquelle ils appartiennent à l'exception d'un site : le taux de croissance des effectifs en Estuaire de la Loire (ELO) est significativement supérieur à celui de la sous-région marine Atlantique (Fig a).

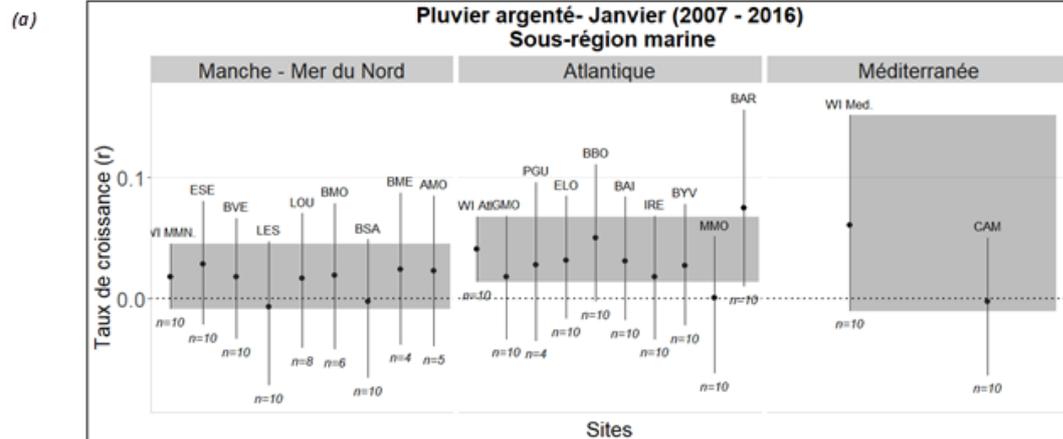


La tendance nationale (Nat.) des effectifs de Grand gravelot est stable. Les tendances des sites fonctionnels suivent la tendance nationale à l'exception d'un site. Le taux de croissance des effectifs sur l'Estuaire de la Loire (ELO) est significativement supérieur au taux de croissance national (Fig b).

## Pluvier argenté (*Pluvialis squatarola*)

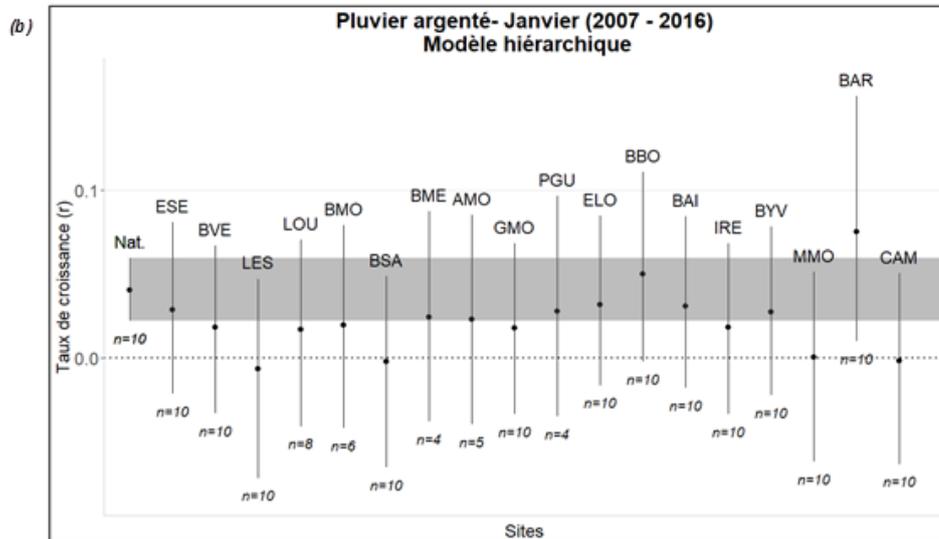
Fiche 1 : Résultats du modèle hiérarchique sur les effectifs de Pluvier argenté de janvier 2007 à 2016. (a) Taux de croissance moyen et intervalle de confiance à 80% sur chaque site fonctionnel, comparés au taux de croissance moyen national (Nat. ; bande grise). ; (b) Taux de croissance moyen et intervalle de confiance à 80% sur chaque site fonctionnel, comparés au taux de croissance moyen des sous-régions marines (bande grise ; WI : sites fonctionnels Wetlands International).

Sites fonctionnels du Nord au Sud : ESE : Estuaire de la Seine ; BVE : Baie des Veys ; LES : Littoral Est-Cotentin ; LOU : Littoral Ouest-Cotentin ; BMO : Baie du Mont-Saint-Michel ; BSA : Baie de Saint-Brieuc ; BME : Baie de Morlaix-Estuaire de la Penzé ; AMO : Archipel de Molène ; GMO : Golfe du Morbihan ; PGU : Presqu'île de Guérande ; ELO : Estuaire de la Loire ; BBO : Baie de Bourgneuf-Île de Noirmoutier ; BAI : Baie de l'Aiguillon ; IRE : Île de Ré ; BYV : Baie d'Yves ; MMO : Marais Moëze-Oléron ; BAR : Bassin d'Arcachon ; CAM : Camargue



Sur les 18 sites fonctionnels inclus dans l'analyse, les effectifs de Pluvier argenté sont considérés comme stables pour 16 sites sur la période 2007-2016. Les effectifs sur les sites Baie de Bourgneuf – île de Noirmoutier (BBO) et Bassin d'Arcachon (BAR) sont en augmentation.

A l'échelle des sous-régions marines Manche Mer du Nord et Atlantique, les effectifs de Pluvier argenté sont stables. A l'échelle de la sous-région marine Atlantique, les effectifs sont en augmentation. Les tendances des sites fonctionnels suivent la tendance de la sous-région marine à laquelle ils appartiennent (Fig a).

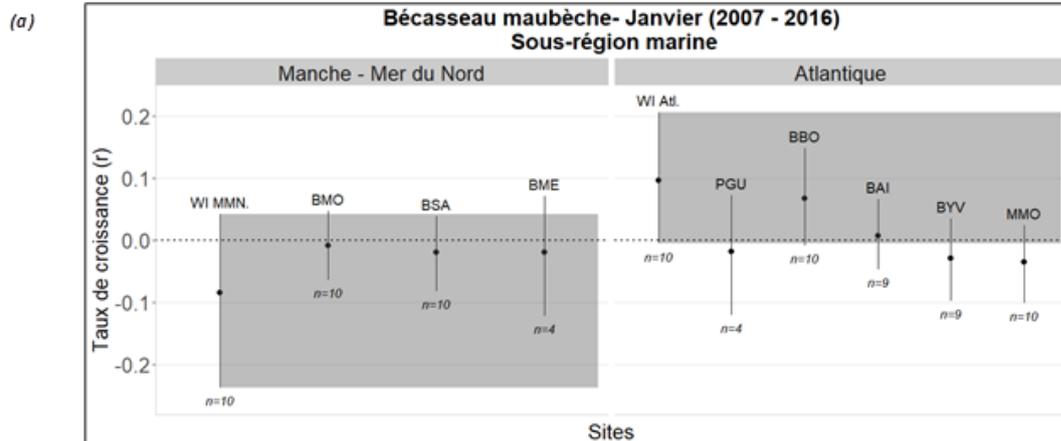


A l'échelle nationale (Nat.), les effectifs de Pluvier argenté sont en l'augmentation. Les tendances des sites fonctionnels suivent la tendance nationale (Fig b).

## Bécasseau maubèche (*Calidris canutus*)

Fiche 1 : Résultats du modèle hiérarchique sur les effectifs de Bécasseau maubèche de janvier 2007 à 2016. (a) Taux de croissance moyen et intervalle de confiance à 80% sur chaque site fonctionnel, comparés au taux de croissance moyen national (Nat. ; bande grise). ; (b) Taux de croissance moyen et intervalle de confiance à 80% sur chaque site fonctionnel, comparés au taux de croissance moyen des sous-régions marines (bande grise ; WI : sites fonctionnels Wetlands International).

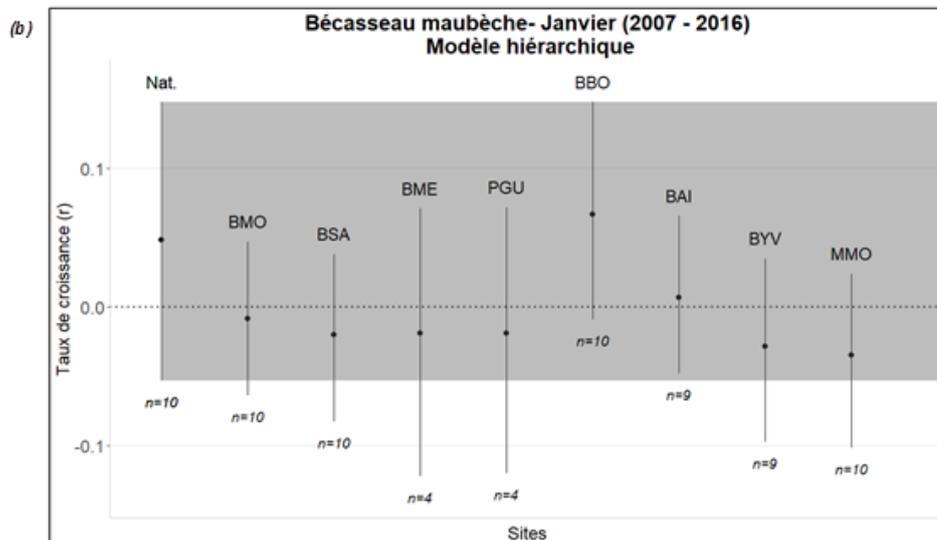
Sites fonctionnels du Nord au Sud : BMO : Baie du Mont-Saint-Michel ; BSA : Baie de Saint-Brieuc ; BME : Baie de Morlaix-Estuaire de la Penzé ; PGU : Presqu'île de Guérande ; BBO : Baie de Bourgneuf-Île de Noirmoutier ; BAI : Baie de l'Aiguillon ; BYV : Baie d'Yves ; MMO : Marais Moëze-Oléron



Sur les 8 sites fonctionnels inclus dans l'analyse, les effectifs de Bécasseau maubèche sont considérés comme stables pour 7 sites sur la période 2007-2016. Les effectifs sont en augmentation sur le site Baie de Bourgneuf (BBO).

A l'échelle de la sous-région marine Manche Mer du nord, les effectifs de Bécasseau maubèche sont stables.

A l'échelle de la sous-région marine Atlantique, les effectifs de Bécasseau maubèche sont en augmentation. Les tendances des sites fonctionnels suivent la tendance de la sous-région marine à laquelle ils appartiennent (Fig a).

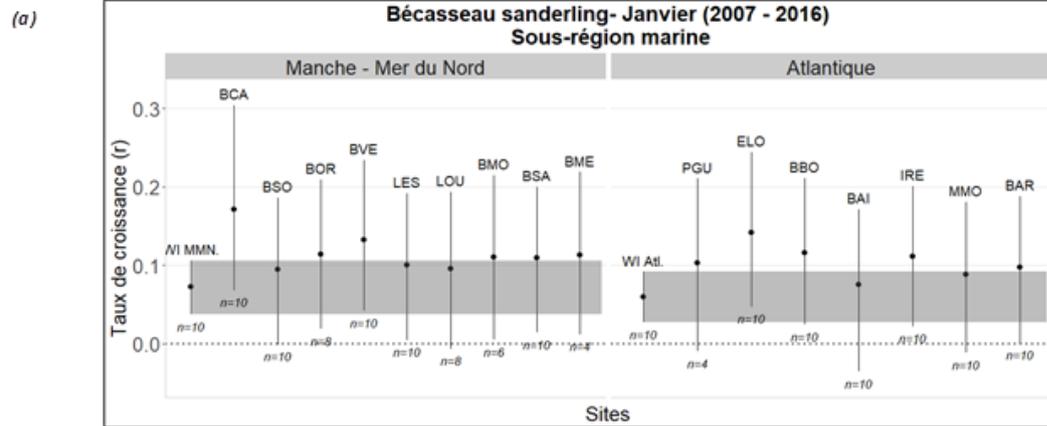


La tendance nationale (Nat.) des effectifs de Bécasseau maubèche est stable. Les tendances des sites fonctionnels suivent la tendance nationale (Fig b).

## Bécasseau sanderling (*Calidris alba*)

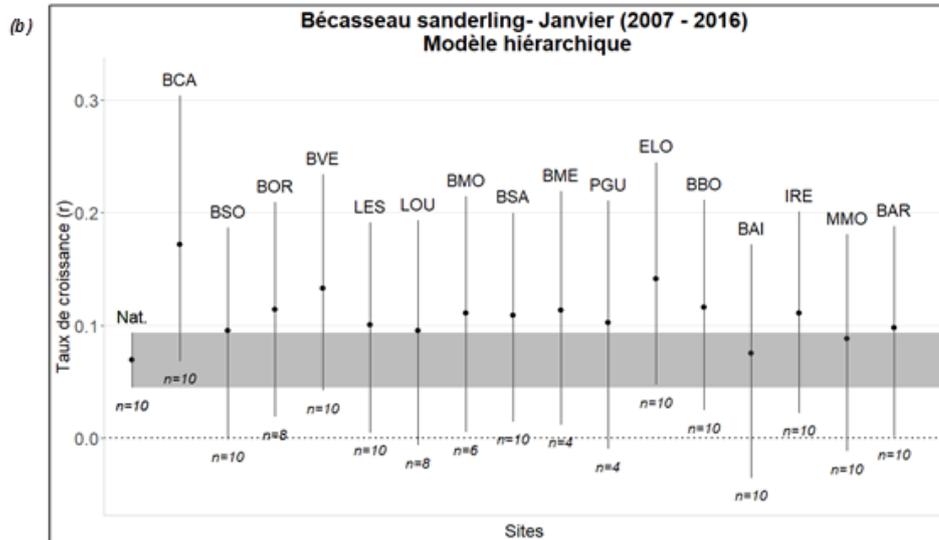
Fiche 1 : Résultats du modèle hiérarchique sur les effectifs de Bécasseau sanderling de janvier 2007 à 2016. (a) Taux de croissance moyen et intervalle de confiance à 80% sur chaque site fonctionnel, comparés au taux de croissance moyen national (Nat. ; bande grise) ; (b) Taux de croissance moyen et intervalle de confiance à 80% sur chaque site fonctionnel, comparés au taux de croissance moyen des sous-régions marines (bande grise ; WI : sites fonctionnels Wetlands International).

Sites fonctionnels du Nord au Sud : BCA : Baie de Canche ; BSO : Baie de Somme ; BOR : Baie d'Orne ; BVE : Baie des Veys ; LES : Littoral Est-Cotentin ; LOU : Littoral Ouest-Cotentin ; BMO : Baie du Mont-Saint-Michel ; BSA : Baie de Saint-Brieuc ; BME : Baie de Morlaix-Estuaire de la Penzé ; PGU : Presqu'île de Guérande ; ELO : Estuaire de la Loire ; BBO : Baie de Bourgneuf-Île de Noirmoutier ; BAI : Baie de l'Aiguillon ; IRE : Île de Ré ; MMO : Marais Moëze-Oléron ; BAR : Bassin d'Arcachon



Sur les 16 sites fonctionnels inclus dans l'analyse, les effectifs de Bécasseau sanderling sont en augmentation pour 15 sites sur la période 2007-2016. Les effectifs sont considérés comme stables sur le site Baie de l'Aiguillon (BAI).

A l'échelle des deux sous-régions marines Manche Mer du Nord et Atlantique, les effectifs de Bécasseau sanderling sont en augmentation. Les tendances des sites fonctionnels suivent la tendance de la sous-région marine à laquelle ils appartiennent (Fig a).

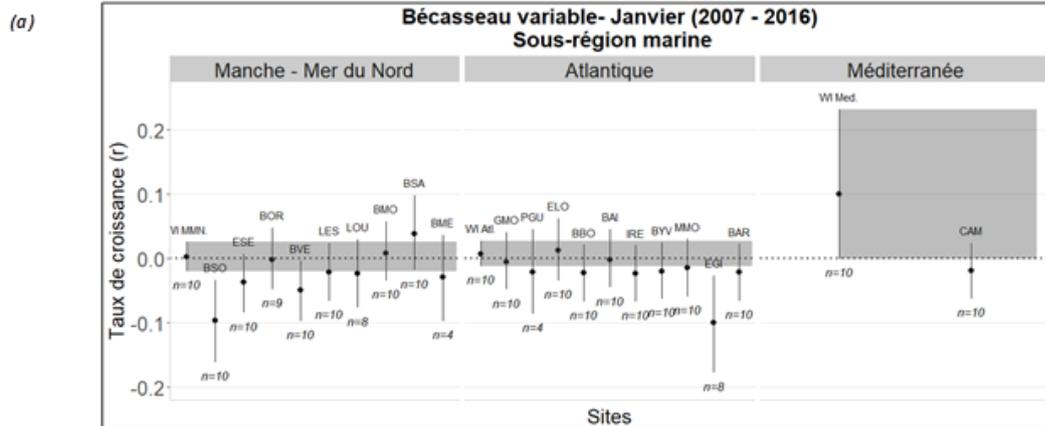


A l'échelle nationale (Nat.), les effectifs de Bécasseau sanderling augmentent. Les tendances des sites fonctionnels suivent la tendance nationale (Fig b).

## Bécasseau variable (*Calidris alpina*)

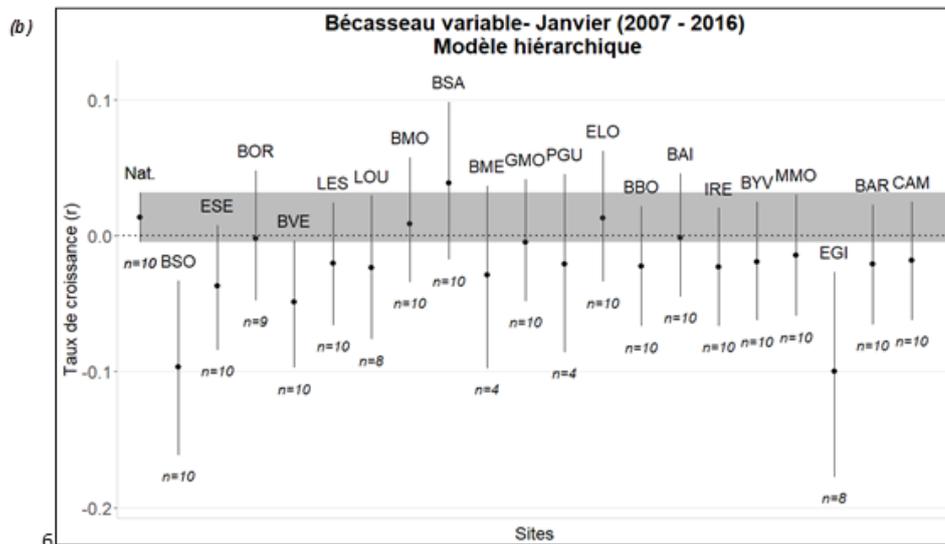
Fiche 1 : Résultats du modèle hiérarchique sur les effectifs de Bécasseau variable de janvier 2007 à 2016. (a) Taux de croissance moyen et intervalle de confiance à 80% sur chaque site fonctionnel, comparés au taux de croissance moyen national (Nat. ; bande grise) ; (b) Taux de croissance moyen et intervalle de confiance à 80% sur chaque site fonctionnel, comparés au taux de croissance moyen des sous-régions marines (bande grise ; WI : sites fonctionnels Wetlands Internationaux).

Sites fonctionnels du Nord au Sud : BSO : Baie de Somme ; ESE : Estuaire de la Seine ; BOR : Baie d'Orne ; BVE : Baie des Veys ; LES : Littoral Est-Cotentin ; LOU : Littoral Ouest-Cotentin ; BMO : Baie du Mont-Saint-Michel ; BSA : Baie de Saint-Brieuc ; BME : Baie de Morlaix-Estuaire de la Penzé ; GMO : Golfe du Morbihan ; PGU : Presqu'île de Guérande ; ELO : Estuaire de la Loire ; BBO : Baie de Bourgneuf-Île de Noirmoutier ; BAI : Baie de l'Aiguillon ; IRE : Île de Ré ; BYV : Baie d'Yves ; MMO : Marais Moëze-Oléron ; EGI : Estuaire de Gironde ; BAR : Bassin d'Arcachon ; CAM : Camargue



Sur les 20 sites fonctionnels inclus dans l'analyse, les effectifs de Bécasseau variable sont considérés comme stables pour 16 sites sur la période 2007-2016. Les effectifs de Bécasseau variable sont en diminution sur les sites : Baie de Somme (BSO), Estuaire de Seine (ESE), Baie des Veys (BVE) et Estuaire de Gironde (EGI).

A l'échelle des deux sous-régions marines Manche Mer du Nord et Atlantique, les effectifs de Bécasseau variable sont stables. A l'échelle de la sous-région marine Méditerranée, les effectifs sont en augmentation. Les tendances des sites fonctionnels suivent la tendance de la sous-région marine à laquelle ils appartiennent à l'exception de deux sites : les taux de croissance des effectifs sur les sites Baie de Somme (BSO) et Estuaire de Gironde (EGI) sont significativement inférieurs au taux de croissance de la sous-région marine Manche Mer du Nord (Fig a).

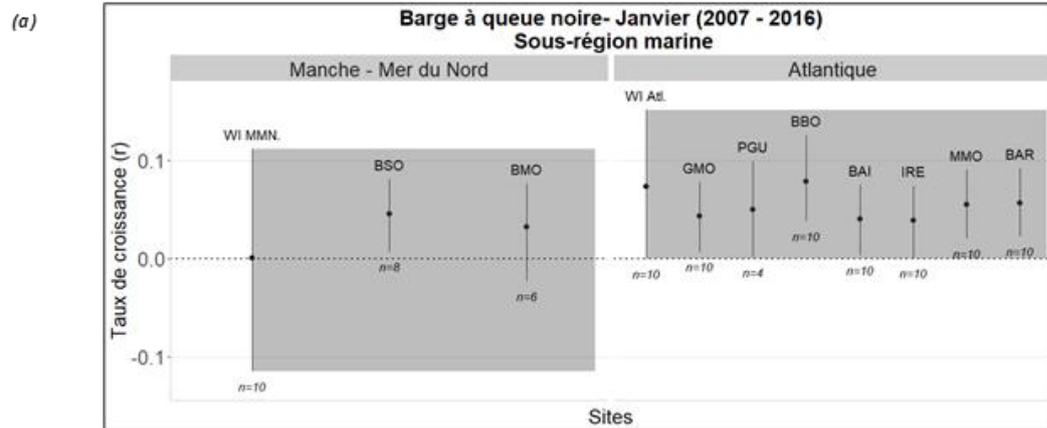


La tendance nationale (Nat.) des effectifs de Bécasseau variable est stable. Les tendances des sites fonctionnels suivent la tendance nationale à l'exception de trois sites : les taux de croissance en Baie de Somme (BSO), Baie des Veys (BVE) et Estuaire de Gironde (EGI) sont significativement inférieurs au taux de croissance national (Fig b).

## Barge à queue noire (*Limosa limosa*)

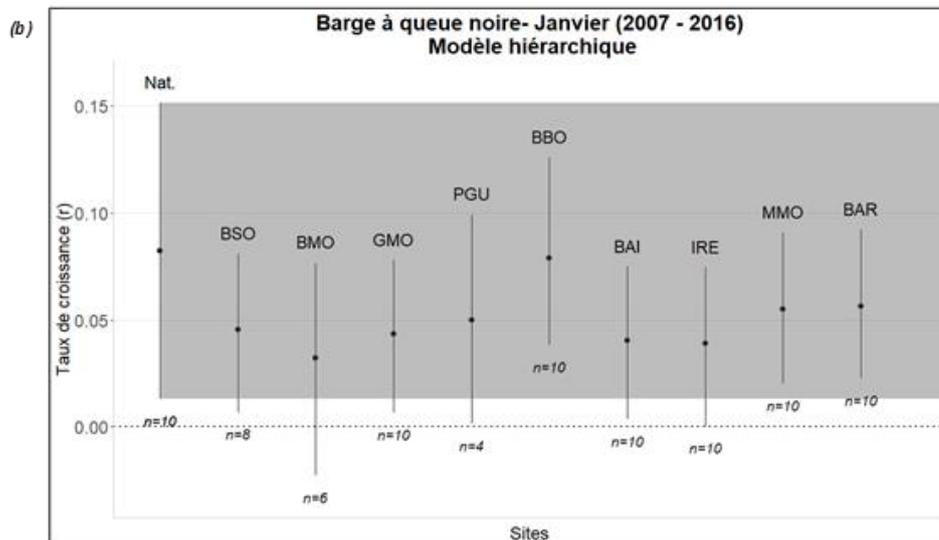
Fiche 1 : Résultats du modèle hiérarchique sur les effectifs de Barge à queue noire de janvier 2007 à 2016. (a) Taux de croissance moyen et intervalle de confiance à 80% sur chaque site fonctionnel, comparés au taux de croissance moyen national (Nat. ; bande grise). ; (b) Taux de croissance moyen et intervalle de confiance à 80% sur chaque site fonctionnel, comparés au taux de croissance moyen des sous-régions marines (bande grise ; WI : sites fonctionnels Wetlands International).

Sites fonctionnels du Nord au Sud : BSO : Baie de Somme ; BMO : Baie du Mont-Saint-Michel ; GMO : Golfe du Morbihan ; PGU : Presqu'île de Guérande ; BBO : Baie de Bourgneuf-Île de Noirmoutier ; BAI : Baie de l'Aiguillon ; IRE : Île de Ré ; MMO : Marais Moëze-Oléron ; BAR : Bassin d'Arcachon



Sur les 9 sites fonctionnels inclus dans l'analyse, les effectifs de Barge à queue noire sont en augmentation pour 8 sites sur la période 2007-2016. Les effectifs sont stables sur le site fonctionnel Baie du Mont-Saint-Michel (BMO).

A l'échelle de la sous-région marine Manche Mer du Nord, les effectifs de Barge à queue noire sont stables. A l'échelle de la sous-région marine Atlantique, les effectifs sont en augmentation. Les tendances des sites fonctionnels suivent la tendance de la sous-région marine à laquelle ils appartiennent (Fig a).

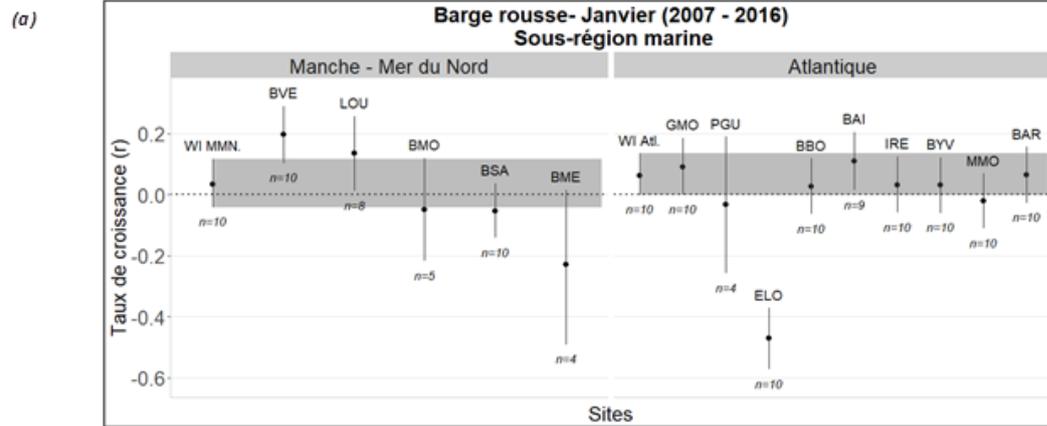


A l'échelle nationale (Nat.), les effectifs de Barge à queue noire sont en augmentation. Les tendances des sites fonctionnels suivent la tendance nationale (Fig b).

## Barge rousse (*Limosa lapponica*)

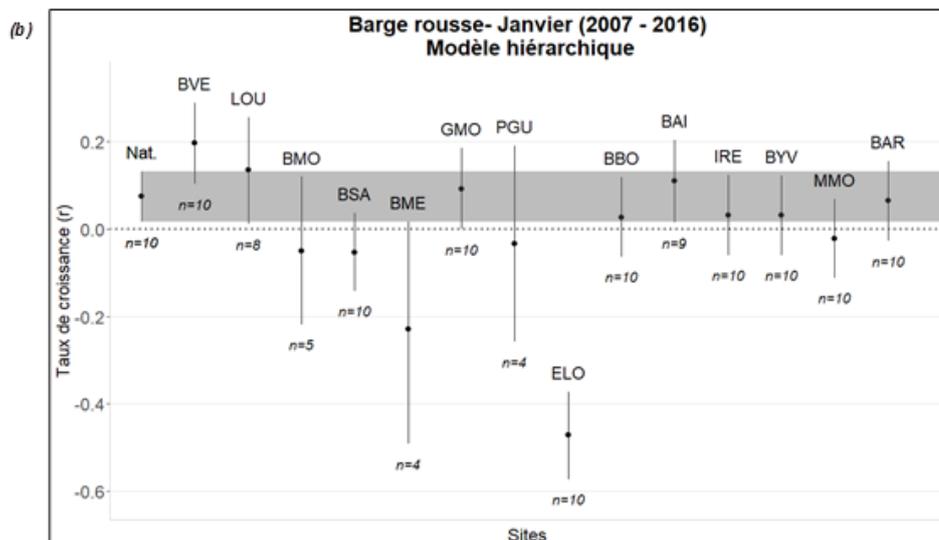
Fiche 1 : Résultats du modèle hiérarchique sur les effectifs de Barge rousse de janvier 2007 à 2016. (a) Taux de croissance moyen et intervalle de confiance à 80% sur chaque site fonctionnel, comparés au taux de croissance moyen national (Nat. ; bande grise) ; (b) Taux de croissance moyen et intervalle de confiance à 80% sur chaque site fonctionnel, comparés au taux de croissance moyen des sous-régions marines (bande grise) ; WI : sites fonctionnels Wetlands International).

Sites fonctionnels du Nord au Sud : BVE : Baie des Veys ; LOU : Littoral Ouest-Cotentin ; BMO : Baie du Mont-Saint-Michel ; BSA : Baie de Saint-Brieuc ; BME : Baie de Morlaix-Estuaire de la Penzé ; GMO : Golfe du Morbihan ; PGU : Presqu'île de Guérande ; ELO : Estuaire de la Loire ; BBO : Baie de Bourgneuf-Île de Noirmoutier ; BAI : Baie de l'Aiguillon ; IRE : Île de Ré ; BYV : Baie d'Yves ; MMO : Marais Moëze-Oléron ; BAR : Bassin d'Arcachon



Sur les 14 sites fonctionnels inclus dans l'analyse, les effectifs de Barge rousse sont considérés comme stables pour 8 sites sur la période 2007-2016. Les effectifs sont en augmentation sur les sites Baie des Veys (BVE), Littoral Ouest Cotentin (LOU), Golfe du Morbihan (GMO), Baie de l'Aiguillon (BAI). Les effectifs sont en diminution sur les sites Estuaire de la Loire (ELO) et Baie de Morlaix-Estuaire de la Penzé (BME).

A l'échelle de la sous-région marine Manche Mer du Nord, les effectifs de Barge rousse sont stables. A l'échelle de la sous-région marine Atlantique, les effectifs sont en augmentation. Les tendances des sites fonctionnels suivent les tendances des sous-régions marines respectives à l'exception de 3 sites. Le taux de croissance des effectifs en Baie des Veys (BVE) est significativement supérieur au taux de croissance de la sous-région marine Manche Mer du Nord. Les taux de croissance en Baie de Morlaix-Estuaire de la Penzé (BME) et Estuaire de la Loire (ELO) sont significativement inférieurs au taux de croissance de la façade maritime à laquelle ils appartiennent (Fig a).

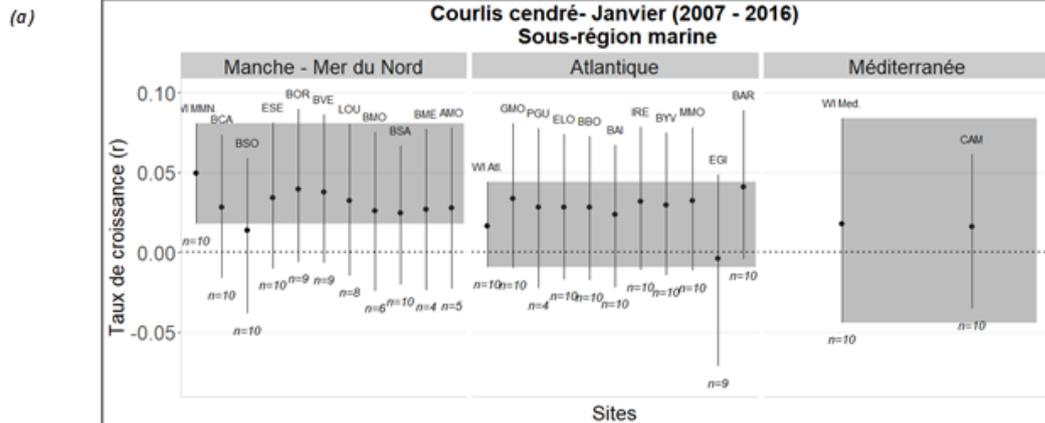


A l'échelle nationale (Nat.), les effectifs de Barge rousse sont en augmentation. Les tendances des sites fonctionnels suivent la tendance nationale à l'exception de 2 sites : les taux de croissance des effectifs en Baie de Morlaix-Estuaire de la Penzé (BME) et l'Estuaire de la Loire (ELO) sont significativement inférieurs au taux de croissance national (Fig b).

## Courlis cendré (*Numenius arquata*)

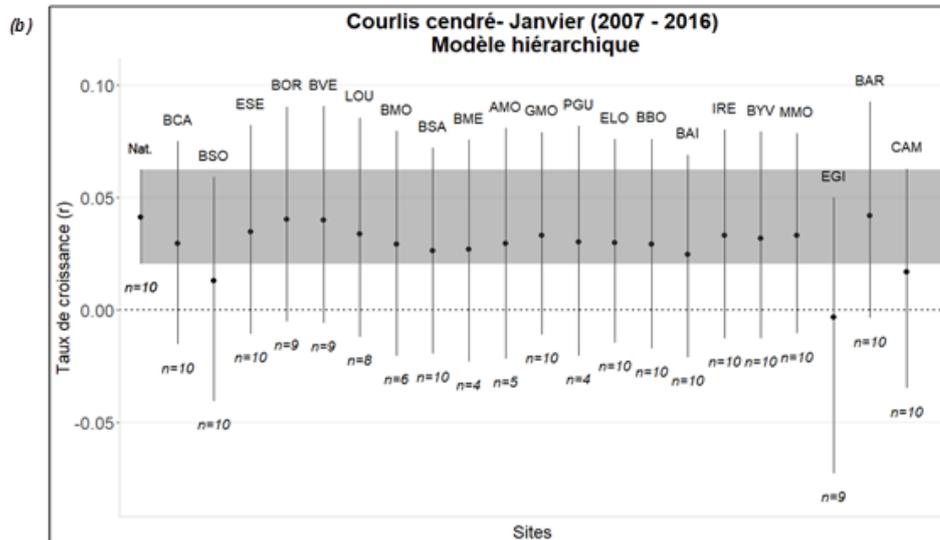
Fiche 1 : Résultats du modèle hiérarchique sur les effectifs de Courlis cendré de janvier 2007 à 2016. (a) Taux de croissance moyen et intervalle de confiance à 80% sur chaque site fonctionnel, comparés au taux de croissance moyen national (Nat. ; bande grise) ; (b) Taux de croissance moyen et intervalle de confiance à 80% sur chaque site fonctionnel, comparés au taux de croissance moyen des sous-régions marines (bande grise) ; WI : sites fonctionnels Wetlands International).

Sites fonctionnels du Nord au Sud : BCA : Baie de Canche ; BSO : Baie de Somme ; ESE : Estuaire de la Seine ; BOR : Baie d'Orne ; BVE : Baie des Veys ; LOU : Littoral Ouest-Cotentin ; BMO : Baie du Mont-Saint-Michel ; BSA : Baie de Saint-Brieuc ; BME : Baie de Morlaix-Estuaire de la Penzé ; AMO : Archipel de Molène ; GMO : Golfe du Morbihan ; PGU : Presqu'île de Guérande ; ELO : Estuaire de la Loire ; BBO : Baie de Bourgneuf-Île de Noirmoutier ; BAI : Baie de l'Aiguillon ; IRE : Île de Ré ; BYV : Baie d'Yves ; MMO : Marais Moëze-Oléron ; EGI : Estuaire de Gironde ; BAR : Bassin d'Arcachon ; CAM : Camargue



Sur les 21 sites fonctionnels inclus dans l'analyse, les effectifs de Courlis cendré sont considérés comme stables à tendance croissante (mais non significative) pour 20 sites sur la période 2007-2016. Les effectifs sont en augmentation significative sur le site Bassin d'Arcachon (BAR).

A l'échelle de la sous-région marine Manche Mer du Nord, les effectifs de Courlis cendré sont en augmentation. A l'échelle des deux sous-régions marines Atlantique et Méditerranée, les effectifs sont stables. Les tendances des sites fonctionnels suivent la tendance de la sous-région marine à laquelle ils appartiennent (Fig a).

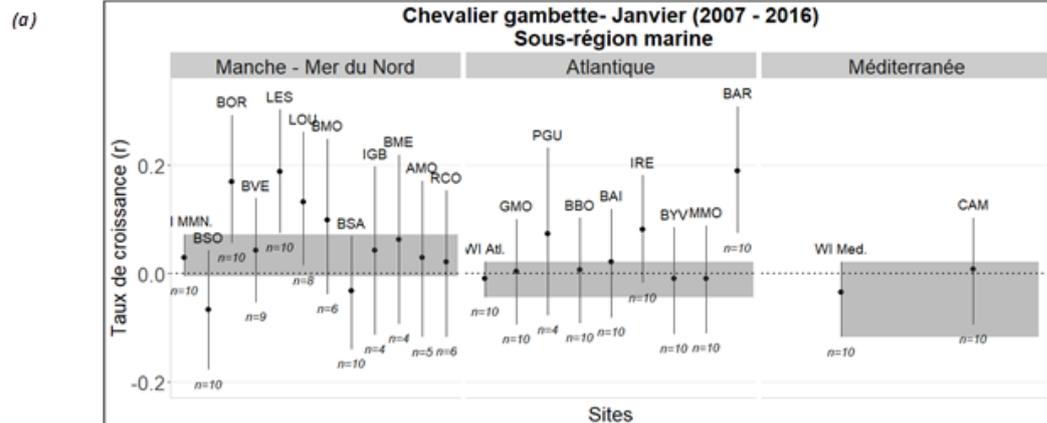


A l'échelle nationale (Nat.), les effectifs de Courlis cendré sont en augmentation. Les tendances des sites fonctionnels suivent la tendance nationale (Fig b)

## Chevalier gambette (*Tringa totanus*)

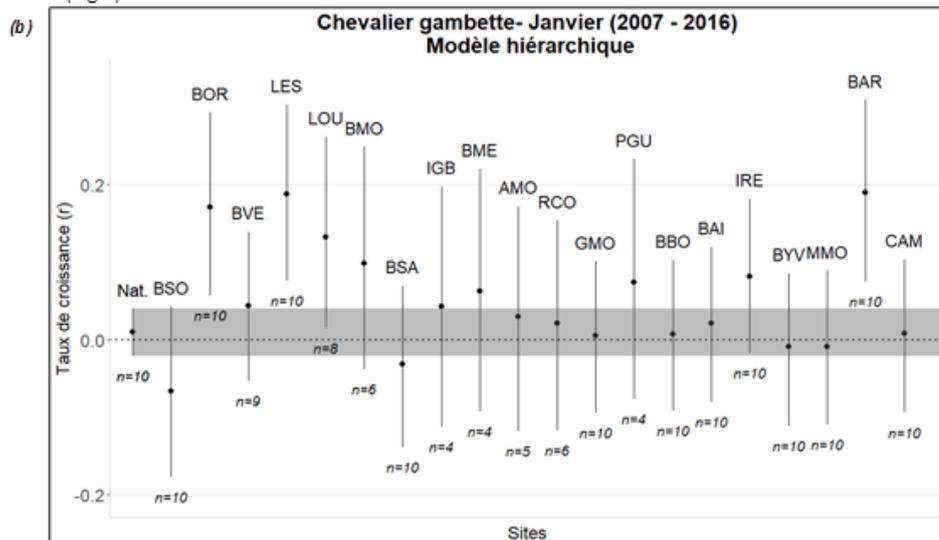
Fiche 1 : Résultats du modèle hiérarchique sur les effectifs de Chevalier gambette de janvier 2007 à 2016. (a) Taux de croissance moyen et intervalle de confiance à 80% sur chaque site fonctionnel, comparés au taux de croissance moyen national (Nat. ; bande grise). ; (b) Taux de croissance moyen et intervalle de confiance à 80% sur chaque site fonctionnel, comparés au taux de croissance moyen des sous-régions marines (bande grise ; WI : sites fonctionnels Wetlands International).

Sites fonctionnels du Nord au Sud : BSO : Baie de Somme ; BOR : Baie d'Orne ; BVE : Baie des Veys ; LES : Littoral Est-Cotentin ; LOU : Littoral Ouest-Cotentin ; BMO : Baie du Mont-Saint-Michel ; BSA : Baie de Saint-Brieuc ; IGB : Île Grande – Baie de Trégastel – Perros-Guirec ; BME : Baie de Morlaix-Estuaire de la Penzé ; AMO : Archipel de Molène ; RCO : Ria du Conquet ; GMO : Golfe du Morbihan ; PGU : Presqu'île de Guérande ; BBO : Baie de Bourgneuf-Île de Noirmoutier ; BAI : Baie de l'Aiguillon ; IRE : Île de Ré ; BYVMMO : Baie d'Yves ; MMO : Marais Moëze-Oléron ; BAR : Bassin d'Arcachon ; CAM : Camargue



Sur les 20 sites fonctionnels inclus dans l'analyse, les effectifs de Chevalier gambette sont considérés comme stables pour 16 sites sur la période 2007-2016. Les effectifs sont en augmentation sur les quatre autres sites : Baie d'Orne (BOR), Littoral Est-Cotentin (LES), Littoral Ouest-Cotentin (LOU), Bassin d'Arcachon (BAR).

A l'échelle des deux sous-régions marines Atlantique et Manche Mer du Nord, les effectifs de Chevalier gambette sont stables. A l'échelle de la sous-région marine Manche Mer du Nord, les effectifs de Chevalier gambette sont stables mais à tendance croissante (non significative). Les tendances des sites fonctionnels suivent la tendance de la sous-région marine à laquelle ils appartiennent à l'exception de trois sites : les taux de croissance des effectifs en Baie d'Orne (BOR), Littoral Est-Cotentin (LES), Bassin d'Arcachon (BAR) sont significativement supérieurs au taux de croissance de la sous-région marine à laquelle ils appartiennent (Fig a).

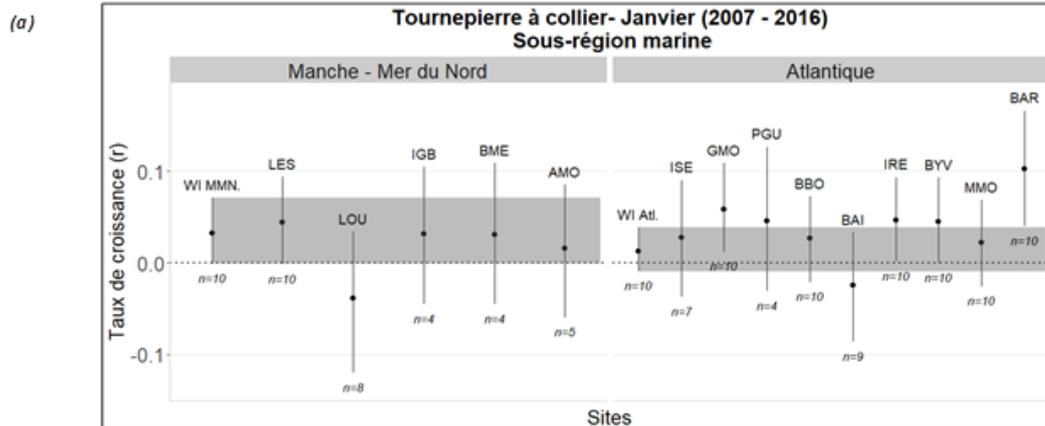


La tendance nationale (Nat.) des effectifs de Chevalier gambette est stable. Les tendances des sites fonctionnels suivent la tendance nationale à l'exception de 4 sites : les taux de croissance des effectifs en Baie d'Orne (BOR), Littoral Est-Cotentin (LES), Littoral Ouest-Cotentin (LOU), Bassin d'Arcachon (BAR) sont significativement supérieur au taux de croissance national (Fig b).

## Tournepierre à collier (*Arenaria interpres*)

Fiche 1 : Résultats du modèle hiérarchique sur les effectifs de Tournepierre à collier de janvier 2007 à 2016. (a) Taux de croissance moyen et intervalle de confiance à 80% sur chaque site fonctionnel, comparés au taux de croissance moyen national (Nat. ; bande grise). ; (b) Taux de croissance moyen et intervalle de confiance à 80% sur chaque site fonctionnel, comparés au taux de croissance moyen des sous-régions marines (bande grise ; WI : sites fonctionnels Wetlands International).

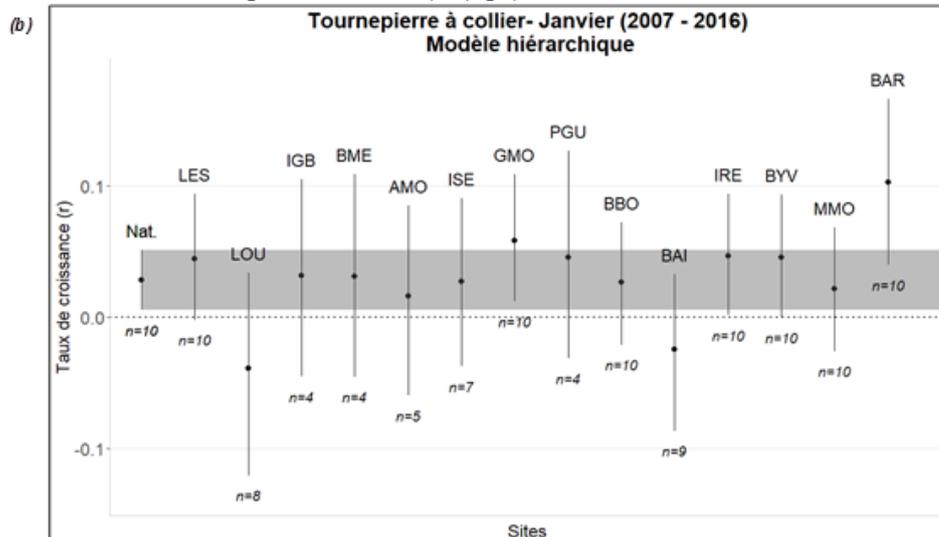
Sites fonctionnels du Nord au Sud : LES : Littoral Est-Cotentin ; LOU : Littoral Ouest-Cotentin ; IGB : Île Grande – Baie de Trégastel – Perros-Guirec ; BME : Baie de Morlaix-Estuaire de la Penzé ; AMO : Archipel de Molène ; ISE : Île de Sein ; GMO : Golfe du Morbihan ; PGU : Presqu'île de Guérande ; BBO : Baie de Bourgneuf-Île de Noirmoutier ; BAI : Baie de l'Aiguillon ; IRE : Île de Ré ; BYV : Baie d'Yves ; MMO : Marais Moëze-Oléron ; BAR : Bassin d'Arcachon



Sur les 14 sites fonctionnels inclus dans l'analyse, les effectifs de Tournepierre à collier sont considérés comme stables pour 9 sites sur la période 2007-2016. Les effectifs sont en augmentation sur les sites : Littoral Est Cotentin (LES), Golfe du Morbihan (GMO), Ile de Ré (IRE), Baie d'Yves (BYV), Bassin d'Arcachon (BAR).

A l'échelle de la sous-région marine Manche Mer du Nord, les effectifs de Tournepierre à collier sont en augmentation. A l'échelle de la sous-région marine Atlantique, les effectifs sont stables.

Les tendances des sites fonctionnels suivent la tendance de la sous-région marine à laquelle ils appartiennent à l'exception d'un site. Le taux de croissance des effectifs de Tournepierre à collier sur le Bassin d'Arcachon (BAR) est significativement supérieur au taux de croissance de la sous-région marine Atlantique (Fig a).



A l'échelle nationale (Nat.), les effectifs de Tournepierre à collier sont en augmentation. Les tendances des sites fonctionnels suivent la tendance nationale à l'exception d'un site : le taux de croissance des effectifs sur le Bassin d'Arcachon (BAR) est significativement supérieur au taux de croissance national (Fig b).