



---

# Levée des risques pour l'appel d'offres Eolien au large de DunKerque par Observation Aérienne

---

## Programme DUNKRISK Campagne LEDKOA

### Rapport Final

Août 2018

---

Virgili Auriane (UMS 3462-ULR)

Authier Matthieu (UMS 3462-ULR)

Dars Cécile (UMS 3462-ULR)

Dorémus Ghislain (UMS 3462-ULR)

Laran Sophie (UMS 3462-ULR)

Van Canneyt Olivier (UMS 3462-ULR)

Spitz Jérôme (UMS 3462-ULR)

---

Observatoire Pelagis - UMS 3462  
Université de La Rochelle - CNRS  
Pôle Analytique - 5 allées de l'Océan  
17 000 La Rochelle - France

pelagis@univ-lr.fr  
<http://www.observatoire-pelagis.cnrs.fr>

**AGENCE FRANÇAISE  
POUR LA BIODIVERSITÉ**  
Établissement public du ministère de l'Environnement





## AVANT-PROPOS

---

### **Citation du document :**

*Virgili A., Authier, M., Dars C., Dorémus G., Laran S., Van Canneyt O, et Spitz J. 2018. Levée des risques pour l'appel d'offres éolien au large de Dunkerque par observation aérienne. Programme DUNKRISK - Campagne LEDKOA. Rapport d'analyses. Observatoire Pelagis / Agence Française pour la Biodiversité. 49 pages + annexes.*

### **Crédits photographiques :**

Page de garde : G. Dorémus, G. Gautier et O. Van Canneyt / Observatoire Pelagis

### **Objet de ce rapport d'analyses :**

Ce rapport présente les résultats des analyses réalisées dans le cadre de la campagne LEDKOA. L'étude de la distribution et des abondances du marsouin commun et des principales espèces d'oiseaux marins présents dans la zone d'étude constitue l'objectif principal de ce rapport.

## REMERCIEMENTS

---

La réalisation de cette campagne a été possible grâce à l'action de plusieurs institutions, que nous souhaitons citer et remercier, notamment la Direction Générale de l'Energie et du Climat, l'Agence Française pour la Biodiversité et le CEREMA.

Cette campagne n'aurait pu avoir lieu sans l'investissement et la flexibilité de l'équipe de Pixair Survey pour la réalisation des survols : Jean-Jérôme Houdaille, Pierre Chevé et Christian Morales et de l'équipe d'observateurs : Cécile Dars (Pelagis), Ghislain Dorémus (Pelagis), Marc Duvilla (LPO Normandie), Sophie Laran (Pelagis), Morgane Perri (Al Lark) et Olivier Van Canneyt (Pelagis).

Nous souhaitons également citer et remercier les agences chargées du contrôle du trafic aérien qui ont facilité l'accès à la zone d'étude : la DGAC et le Service de la Navigation Aérienne (SNA NORD) pour la France ; BELGOCONTROL et la Tour de contrôle de Koksijde pour la Belgique ; la Luchtverkeersleiding Nederland pour les Pays-Bas ; et le NATS pour l'Angleterre.

La mission a également bénéficié d'un accueil soigné par l'ensemble du personnel au sol de l'aéroport de Calais-Dunkerque (Communauté d'agglomération de Grand Calais).

Nous remercions nos contacts naturalistes locaux, et notamment la CMNF et le GON pour les échanges enrichissants.

Nous remercions Charlotte Lambert pour la réalisation de l'infographie qui résume les variations saisonnières des densités des groupes d'espèces étudiés en fin de document.

Enfin, nous remercions Léa Thiebaud, Adeline Morlière et Sylvain Michel pour leur relecture du rapport.

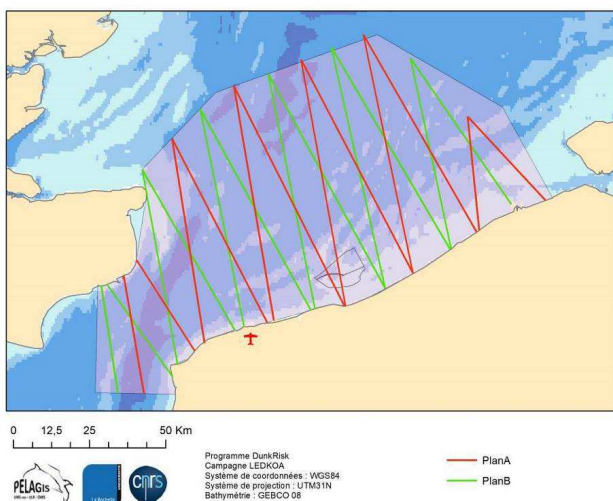




## SYNTHESE

L'Agence Française pour la Biodiversité (AFB) est particulièrement impliquée dans l'émergence des filières d'énergie marine renouvelable en France et particulièrement dans le développement de l'éolien posé. Dans un contexte de développement des filières d'énergie renouvelable en mer, un projet de construction de parc éolien a été proposé au large de Dunkerque (sud de la mer du Nord). Afin d'améliorer les connaissances sur l'abondance, la distribution et la saisonnalité de la mégafaune marine présente dans la zone du projet de parc, et dans le but de limiter les potentiels impacts sur la mégafaune marine, principalement le marsouin commun et les oiseaux marins, une phase de levée des risques a été mise en place

Pour répondre à cet objectif, une campagne d'observation aérienne, la campagne LEDKOA (« Levée des risques pour l'appel d'offres Eolien au large de Dunkerque par Observation Aérienne »), a été réalisée. Afin d'étudier la variabilité intra-annuelle de la distribution et de l'abondance des espèces dans la zone d'étude, six survols ont été réalisés au sud de la mer du Nord entre avril 2017 et mai 2018, permettant de survoler les eaux françaises de la mer du Nord, les eaux belges et une partie des eaux anglaises (au total environ 9 400 km<sup>2</sup> ; Figure 1). Un protocole multi-cibles visant à la fois les mammifères marins, les oiseaux marins, les grands poissons pélagiques et les signes d'activités anthropiques (déchets par exemple) a été utilisé durant ces survols. Pour l'ensemble de la campagne, 8 800 km d'effort ont été parcourus (Figure 1), 1 120 observations de marsouins communs et 6 800 observations d'oiseaux marins ont été collectées. Certaines espèces d'oiseaux marins étant difficilement discernables vues d'avion, un regroupement basé sur des critères taxonomiques et morphologiques a été nécessaire pour les analyses (e.g. les cormorans qui regroupent le grand cormoran *Phalacrocorax carbo* et le cormoran huppé *Phalacrocorax aristotelis*).

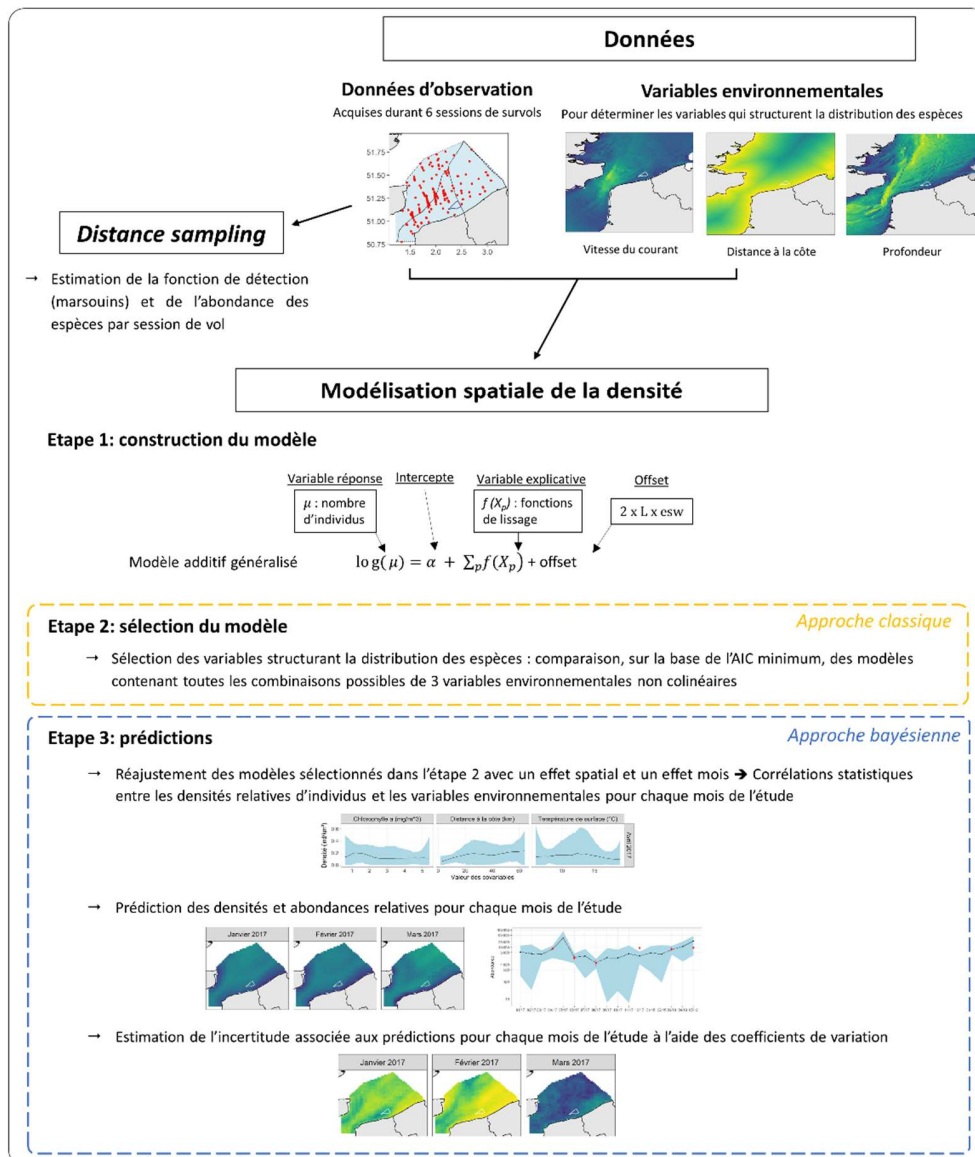


Session	Effort total (km)
1 – Avril 2017	1 526
2 – Juin 2017	1 535
3 – Août 2017	1 533
4 – Décembre 2017	1 463
5 – Mars 2018	1 256
6 – Mai 2018	1 526
<b>TOTAL</b>	<b>8 839</b>

**Figure 1. Plan d'échantillonnage de la campagne LEDKOA et effort d'observation (en km) réalisé par session.** La zone rose représente la zone d'étude totale ; les couleurs des transects représentent les deux plans d'échantillonnage effectués ; la zone potentielle d'implantation du parc est délimitée en gris.

Les observations ont été utilisées pour estimer l'abondance des individus (méthode conventionnelle de *Distance sampling*), mais également pour identifier les corrélations statistiques entre les espèces et les caractéristiques de leur environnement afin de mieux comprendre et prédire la distribution spatiale des espèces au cours du temps

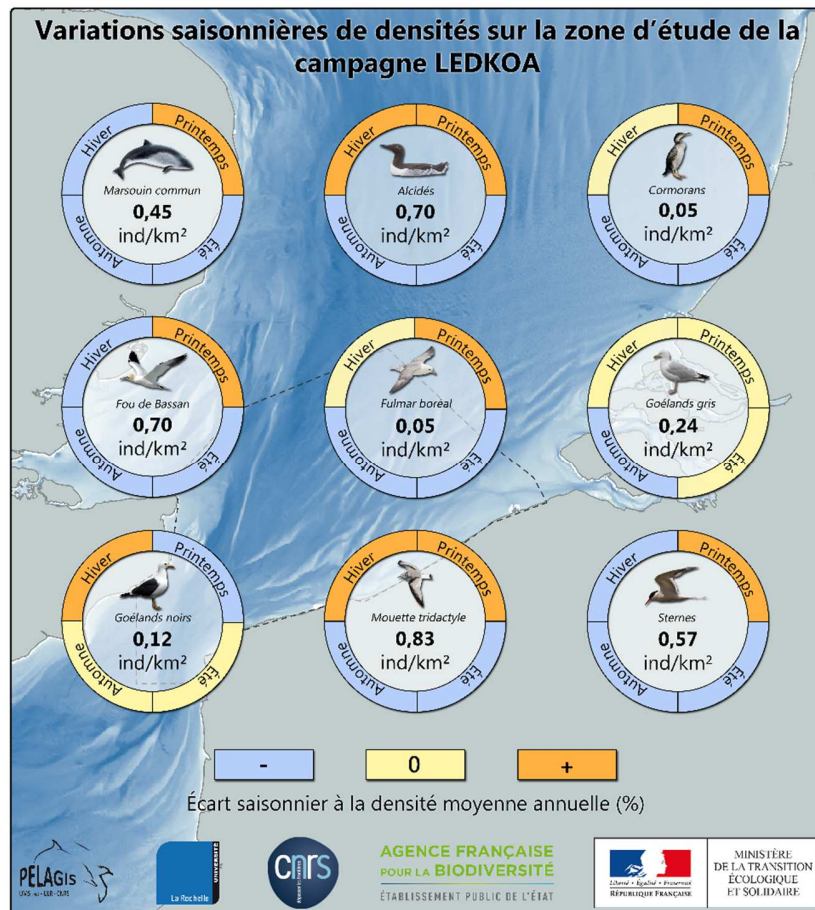
(méthode de *density surface modelling* ; Figure 2). Après avoir extrait des variables environnementales d'intérêt pouvant influencer directement ou indirectement la distribution des prédateurs ou de leurs proies, des modèles additifs généralisés (GAMs) ont été ajustés pour identifier les variables qui structurent le plus la distribution des espèces. Pour chaque groupe d'espèces, les modèles sélectionnés ont ensuite été utilisés pour prédire spatialement les densités (en nombre d'animaux par km<sup>2</sup>) et les abondances relatives moyennées par mois dans la zone d'étude.



**Figure 2. Schéma de la méthodologie de modélisation spatiale adoptée lors de cette étude.** L'approche classique se base uniquement sur les données utilisées alors que l'approche bayésienne permet de déduire la probabilité d'un événement en tenant compte de celles d'autres événements déjà évalués. « L » signifie longueur du segment ; « esw » signifie largeur effective de détection ; « AIC » signifie critère d'information d'Akaike (indice de qualité du modèle).

Tous les groupes d'espèces étudiés sont présents dans la zone d'étude (qui englobe la zone de projet de parc) durant au minimum une saison mais les effectifs de certains d'entre eux sont plus faibles selon les mois considérés.

Les cormorans, goélands gris et goélands noirs sont présents toute l'année dans la zone d'étude avec de faibles variations de leurs densités, le marsouin commun, le fou de Bassan, le fulmar boréal et les sternes sont plus présents au printemps et les densités d'alcidés et de mouettes tridactyles sont plus faibles en été et en automne (Figure 3).



**Figure 3. Variations saisonnières de la densité prédite pour chaque groupe d'espèces dans la zone d'étude de la campagne LEDKOA.** Les densités saisonnières (moyennées à partir des densités mensuelles) au printemps, en été, en automne et en hiver sont comparées à la densité moyenne annuelle estimée et indiquée au centre des cercles. La couleur beige indique que la densité de la saison est équivalente à la densité moyenne annuelle, la couleur orange indique que la densité de la saison est supérieure à la densité moyenne annuelle et la couleur bleue indique que la densité de la saison est inférieure à la densité moyenne annuelle.

Cette campagne contribue à l'état initial avant la mise en place du projet de parc éolien et représente une avancée importante dans la connaissance de la distribution des mammifères et oiseaux marins dans le sud de la mer du Nord. En effet, il est rare de pouvoir réaliser un suivi aussi régulier de la mégafaune marine au large ; cette campagne vient ainsi compléter les suivis réalisés à terre, renseignant la distribution des espèces à la côte. Grâce à cette campagne, il a été possible de suivre durant toute une année, à raison d'un survol tous les 2 à 3 mois (bien que les mois de septembre à novembre restent non échantillonnés), la distribution de certaines espèces dans le sud de la mer du Nord et ainsi prédire leur distribution mensuelle et mieux identifier les paramètres environnementaux qui influencent la distribution de ces espèces.



## SOMMAIRE

---

AVANT-PROPOS.....	i
REMERCIEMENTS .....	i
SYNTHESE .....	iii
SOMMAIRE.....	vii
<b>1. INTRODUCTION .....</b>	<b>1</b>
1.1. Contexte .....	1
1.2. Objectifs du projet LEDKOA.....	2
<b>2. MATERIEL ET METHODES .....</b>	<b>2</b>
2.1. Description de la campagne aérienne et zone d'étude .....	2
2.2. Analyses.....	5
2.2.1. Correction de l'effort .....	5
2.2.2. Regroupement d'espèces.....	6
2.2.3. Estimation d'abondance par <i>Distance Sampling</i> .....	6
2.2.4. Modélisation spatiale de la densité ( <i>Density surface modelling</i> ).....	8
<b>3. RESULTATS .....</b>	<b>14</b>
3.1. Observations et abondances estimées par <i>Distance sampling</i> .....	14
3.1.1. Mammifères marins.....	14
3.1.2. Oiseaux marins .....	15
3.2. <i>Density surface modelling</i> .....	17
3.2.1. Marsouin commun .....	18
3.2.2. Alcidés.....	19
3.2.3. Cormorans.....	20
3.2.4. Fou de Bassan.....	21
3.2.5. Fulmar boréal .....	22
3.2.6. Goélands gris .....	23
3.2.7. Goélands noirs.....	24
3.2.8. Mouette tridactyle.....	26
3.2.9. Sternes .....	27
<b>4. SYNTHESE ET DISCUSSION.....</b>	<b>28</b>
4.1. Bilan de la campagne LEDKOA .....	28
4.1.1. Une contribution significative .....	28
4.1.2. Les limites de la campagne .....	28
4.2. Distributions mensuelles et habitats préférentiels.....	29
4.2.1. Espèces avec de fortes variations mensuelles .....	30
4.2.2. Espèces avec des variations mensuelles moins marquées .....	32
4.3. Recommandations pour finaliser l'état initial de la mégafaune marine .....	32
4.3.1. Suivi interannuel.....	32
4.3.2. Variabilité saisonnière .....	33
<b>5. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES .....</b>	<b>35</b>
REFERENCES .....	36
ANNEXES .....	40
RESUME .....	82



# 1. INTRODUCTION

---

## 1.1. Contexte

Les missions relatives à l'environnement marin de l'Agence Française pour la Biodiversité (AFB), établissement public national sous tutelle du Ministère la Transition Écologique et Solidaire, sont multiples. L'Agence apporte notamment son appui aux politiques publiques en matière de création et de gestion d'aires marines protégées, gère les moyens des parcs naturels marins, apporte une assistance aux gestionnaires d'aires marines protégées et de manière plus générale, participe à la mise en place du réseau Natura 2000 en mer. Elle est également particulièrement impliquée dans l'émergence des filières d'énergie marine renouvelable en France et particulièrement dans le développement de l'éolien posé.

Dans ce contexte de développement des filières d'énergie renouvelable en mer en France, un projet de construction d'un parc éolien au large de Dunkerque a été proposé par le 3<sup>ème</sup> appel d'offres national. Dans le processus de construction de ce parc éolien, une phase de levée des risques est habituellement menée par le porteur de projet retenu. Pour cet appel d'offres, cette phase est commanditée par la DGEC (Direction Générale de l'Énergie et du Climat). Elle a pour but de réaliser des études permettant d'approfondir les connaissances sur le milieu marin (nature des fonds, vent, biodiversité,...) dans la zone concernée par le projet de parc. Le site retenu présente des enjeux importants pour la préservation des espèces protégées d'oiseaux et de mammifères marins. Il est donc essentiel de connaître leur distribution dans la zone du projet de parc afin de d'évaluer les potentiels impacts sur la mégafaune marine et de les limiter.

De nombreux suivis de la mégafaune marine tels que les comptages d'oiseaux marins en période de migration, le suivi des colonies d'oiseaux marins et de phoques ou les échouages d'oiseaux et de mammifères marins, sont opérationnels dans la zone du projet de parc. Cependant la plupart de ces suivis sont réalisés depuis la côte et ne permettent pas une vision de la distribution au large des espèces. A l'échelle des façades maritimes, on peut citer les campagnes SAMM (Suivi Aérien de la Mégafaune Marine ; Laran et al., 2017 ; Pettex et al., 2017), réalisées en hiver 2011-2012 et été 2012 et SAMM-Manche Est réalisée en hiver 2014 (Ricart et al., 2014) qui ont permis de produire des cartes de distribution des densités de marsouin commun et des principaux groupes d'oiseaux marins. Toutefois la résolution spatiale de ces campagnes est relativement large tandis que la résolution temporelle est faible. De nouveaux recensements devaient donc être réalisés pour affiner la connaissance de la distribution des espèces dans la zone de projet du parc éolien.

Par conséquent, le projet LEDKOA, pour « Levée des risques pour l'appel d'offres Eolien au large de Dunkerque par Observation Aérienne », a été mis en place. Ce projet a été conduit par l'Observatoire Pelagis (UMS 3462, Université de La Rochelle/CNRS), qui a pour mission le suivi des populations de mammifères marins en France. L'Observatoire organise notamment des campagnes d'observation visuelles systématiques permettant de produire des données spatialisées sur la distribution et l'abondance de la mégafaune pélagique ainsi que la modélisation de leur habitat. Ces suivis reposent sur la standardisation des méthodes d'acquisition et d'analyses des données.

## 1.2. Objectifs du projet LEDKOA

Le projet LEDKOA a pour objectif d'améliorer la connaissance de l'abondance, de la distribution et de la saisonnalité de la mégafaune marine au large de Dunkerque dans le cadre du développement du parc éolien en mer. Pour répondre à cet objectif, une campagne d'observation aérienne a été réalisée afin de collecter de nouvelles données dans la zone étendue du projet de parc (c'est-à-dire dans une zone d'environ 60 km autour du projet de parc). Durant cette campagne, six survols ont été réalisés entre avril 2017 et mai 2018 permettant un suivi régulier de la distribution des espèces au cours de l'année et ainsi d'étudier la variabilité intra-annuelle de leur distribution et de leur abondance dans la zone d'étude.

Ce rapport fait suite au rapport de campagne qui décrit la réalisation de la campagne, l'ensemble des données collectées et l'analyse des taux de rencontre (Van Canneyt et al., 2018). Ce rapport d'analyses présente les résultats finaux de la campagne LEDKOA. A la suite des analyses préliminaires du rapport de campagne, les données collectées ont été utilisées pour estimer l'abondance du marsouin commun et de certains groupes d'oiseaux marins dans la zone d'étude pour les mois échantillonnés durant la campagne afin de mettre en évidence une éventuelle variabilité intra-annuelle. Ces données ont ensuite été corrélées, à l'aide de modèles d'habitat, avec des variables environnementales telles que la profondeur ou la température de l'eau afin d'identifier les habitats favorables de chacun des groupes d'espèces et ainsi prédire leur distribution au cours du temps. Même si les survols n'ont pas été réalisés tous les mois de l'année, ces modèles permettent de prédire la distribution des espèces de manière continue tout au long de l'année (Guisan & Thuiller, 2005).

Ce rapport se compose de trois grandes parties. Après un rappel du protocole d'observation aérienne, la méthodologie utilisée pour la réalisation des analyses sera détaillée. Ensuite, les résultats obtenus pour chacun des groupes d'espèces seront présentés : (1) estimations des abondances par méthode conventionnelle (*Distance sampling*), (2) modélisation des habitats préférentiels et (3) prédictions mensuelles de la distribution et l'abondance des espèces. Pour finir, une synthèse des résultats obtenus grâce à la campagne LEDKOA et les enseignements utiles à la mise en place du parc éolien au large de Dunkerque sera dressée.

## 2. MATERIEL ET METHODES

---

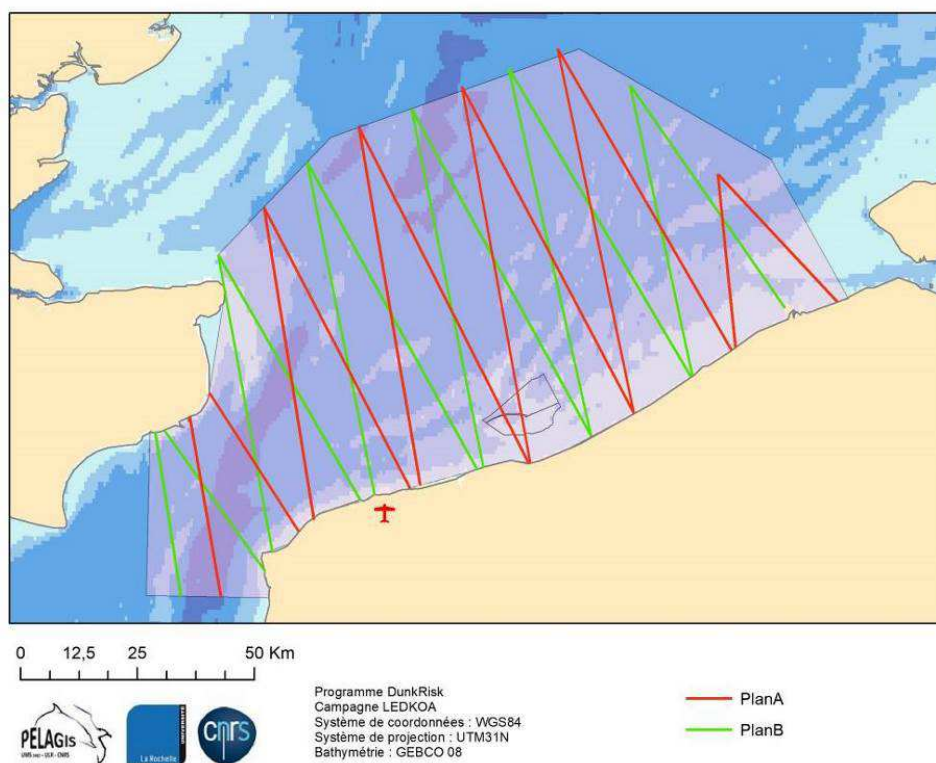
### 2.1. Description de la campagne aérienne et zone d'étude

La campagne LEDKOA a été conduite au large de Dunkerque entre avril 2017 et mai 2018. Trois sessions de vol ont été réalisées au printemps, les 6-7 avril 2017, 13-14 juin 2017 et 4-5 mai 2018, une session a été réalisée en été, les 7-8 août 2017 et deux sessions ont été réalisées en hiver, les 4-5 décembre 2017 et 5-6-7 mars 2018.

La zone d'étude, centrée dans le sud de la mer du Nord, couvre les eaux françaises de la mer du Nord, une partie des eaux anglaises et les eaux belges, soit une surface d'environ 9 400 km<sup>2</sup> (Figure 1). Elle a été délimitée en définissant une zone tampon d'environ 60 km (30 à 35 milles nautiques) autour de la zone pressentie pour l'implantation du projet de parc éolien. Cette zone tampon correspond à la zone de perturbation potentielle générée par la construction d'un parc éolien, dans laquelle les animaux, notamment les marsouins communs (*Phocoena phocoena*), sont soumis à des effets indésirables. En effet, dans le cadre de l'implantation d'un champ



éolien en mer, les travaux constituent la phase la plus bruyante. Les petits cétacés odontocètes utilisent, pour la communication entre individus et pour leur alimentation, des sons perceptibles par les congénères sur plusieurs dizaines de kilomètres. La phase de travaux d'un parc éolien provoque une augmentation considérable du bruit ambiant, ce qui peut entraîner un effet de masquage des sons de communication et d'alimentation des mammifères marins à plusieurs dizaines de kilomètres (Tougaard et al. 2005). Pour le marsouin commun, cette phase de travaux, si elle fait appel au battage de pieux (*pile driving*), produit des sons audibles à plus de 80 km de la source d'émission. Cette phase perturberait l'audition des animaux jusqu'à 40 km de la source et induirait des réactions de fuite à 20 km. Des lésions et pertes d'audition sont attendues dans un périmètre de l'ordre d'un kilomètre (Thompsen et al. 2006). La zone tampon choisie permet donc d'englober ces différents périmètres d'impacts potentiels du bruit sur les petits odontocètes.

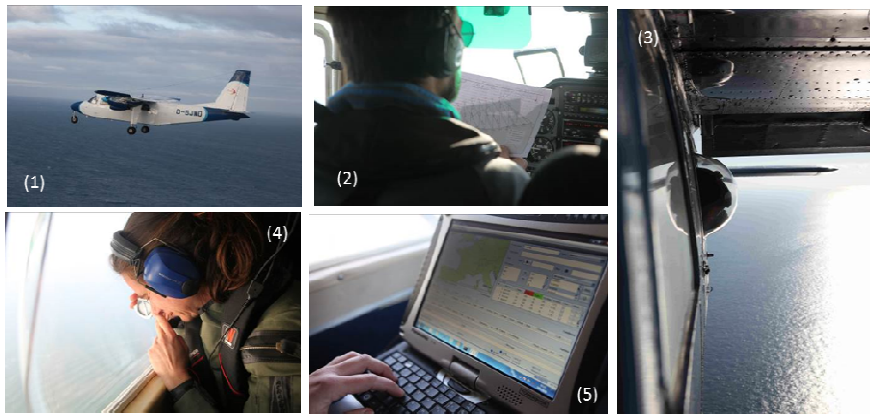


**Figure 2. Plan d'échantillonnage de la campagne LEDKOA.** La zone rose représente la zone d'étude totale ; les couleurs des transects représentent les deux plans d'échantillonnage effectués ; la zone potentielle d'implantation du parc est délimitée en gris.

Le protocole d'observation multi-cibles <sup>1</sup> est identique à celui appliqué lors des campagnes SAMM et REMMOA (Laran et al., 2017; Pettex et al., 2017). L'avion utilisé pour les survols est un bimoteur à ailes hautes équipé de hublots-bulles permettant une observation verticale sous l'avion (Figure 2). Il se déplace à une vitesse de 90 à 95 nœuds (167 à 176 km.h<sup>-1</sup>) et une altitude de 600 pieds (183 m) au-dessus de la surface de l'eau le long de transects linéaires préalablement obtenus sous *Distance sampling* (Buckland et al., 2001 ; Thomas et al., 2010) afin

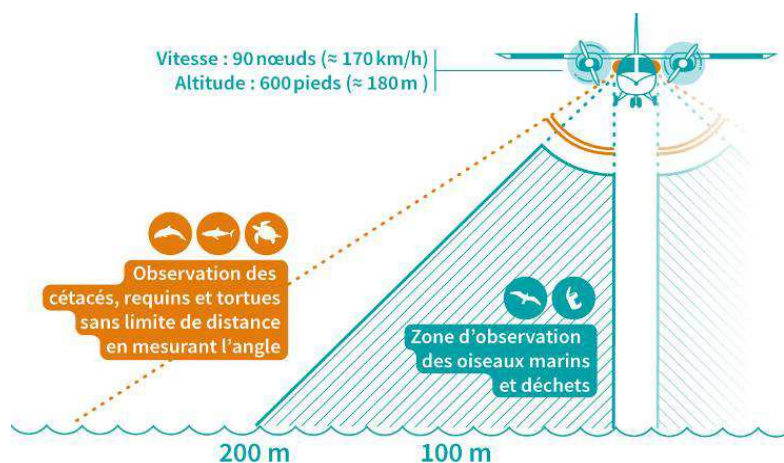
<sup>1</sup> Se dit d'un protocole visant plusieurs sujets d'étude (ici les oiseaux marins, les mammifères marins et les signes d'activités anthropiques comme les déchets).

d'homogénéiser la distribution de l'effort. Les observateurs, disposés de part et d'autre de l'avion, relèvent à l'œil nu les observations (espèce ou groupe d'espèces, nombre d'individus, âge, angle, présence de jeunes...) et les indiquent au navigateur qui saisit les observations sur un PC muni d'un GPS et d'un logiciel de navigation et de saisie des données (SAMMOA 1.0.4 ; Figure 2).



**Figure 3. Illustration du protocole de la campagne.** (1) avion bimoteur à ailes hautes, Britten Norman 2 ; (2) pilote vérifiant le plan d'échantillonnage ; (3) observateur dans le hublot-bulle ; (4) observateur utilisant un inclinomètre, (5) saisie des données à l'aide du logiciel SAMMOA.

Sont relevées les observations de mammifères marins (cétacés et pinnipèdes), oiseaux marins, tortues marines, grands poissons pélagiques (thonidés, poissons lune, élamobranches), macro-déchets, bateaux de pêche et engins de pêche matérialisés par des bouées. Les observations d'oiseaux marins et d'indices d'activités anthropiques sont collectées dans une bande de 200 m de chaque côté de l'avion (protocole de *strip transect*) alors que pour les cétacés, tortues et grands poissons pélagiques, la distance perpendiculaire au transect est relevée à l'aide d'un inclinomètre pour estimer la distance de l'observation au transect (protocole de *line transect* ; Buckland et al. 2001 ; Figure 3).



**Figure 4. Protocoles définis pour l'observation des cétacés, tortues et grands poissons pélagiques (*line transect*) et des oiseaux marins et activités anthropiques (*strip-transect*, bande 0-200 m).** Crédit : M. Nivesse AFB.

Les conditions environnementales qui influent sur la détection des animaux, tels que l'état de la mer, la turbidité, la couverture nuageuse, la réflexion des nuages, l'éblouissement, ainsi qu'un indice de condition d'observation déterminé de manière subjective par chaque observateur (conditions excellentes, bonnes, moyennes, ou mauvaises) sont également collectées tout au long de l'effort d'observation.

Pour plus de détail concernant le déroulement et le protocole de la campagne, se référer au rapport de campagne (Van Canneyt et al., 2018).

Les jeux de données obtenus ont été corrigés, validés et préparés pour l'ensemble des analyses à l'aide du logiciel ArcGIS 10.3 (ESRI, 2016) et du package *Marine Geospatial Ecology Tools* (Roberts et al., 2010). Ainsi, les données d'effort ont été linéarisées puis segmentées en portion de 2,5 km au sein desquelles les conditions d'observations sont homogènes. L'information de ces segments est ensuite résumée sous la forme de points qui constituent la base de travail pour les analyses.

## 2.2. Analyses

### 2.2.1. Correction de l'effort

Au cours de la campagne LEDKOA, un total de 8 839 km a été parcouru durant les 6 survols de la zone d'étude (Tableau 1). L'effort a été bien réparti entre les différentes sessions, les deux plans d'échantillonnage ont été entièrement réalisés durant les sessions, à l'exception des sessions 4 et 5. Sur l'ensemble de la campagne, 89 % de l'effort total a été réalisé dans de bonnes conditions, *i.e.* avec un état de la mer inférieur à 4 sur l'échelle de Beaufort et des conditions subjectives d'observation « moyennes », « bonnes » et « excellentes » (définies par l'observateur).

Pour s'assurer de la bonne qualité des données, l'ensemble des analyses a été effectué uniquement sur les segments d'effort dont l'état de la mer était inférieur à 4 et les conditions subjectives d'observation de moyennes à excellentes (soit 89% des transects parcourus).

**Tableau 1. Effort d'observation (en km) réalisé par session.** Effort total et effort réalisé dans les meilleures conditions d'observation (en km et % de l'effort total).

Session	Effort total (km)	Effort avec de bonnes conditions : état de la mer < 4 et conditions subjectives d'observation de moyennes à excellentes (km & %)	
		Effort (km)	%
1 – Avril 2017	1 526	1 416	93 %
2 – Juin 2017	1 535	1 473	96 %
3 – Août 2017	1 533	1 248	81 %
4 – Décembre 2017	1 463	1 170	80 %
5 – Mars 2018	1 256	1 226	98 %
6 – Mai 2018	1 526	1 370	90 %
<b>TOTAL</b>	<b>8 839</b>	<b>7 903</b>	<b>89 %</b>

### 2.2.2. Regroupement d'espèces

Certaines espèces, tels que le marsouin commun (*Phocoena phocoena*) ou le fou de Bassan (*Morus bassanus*), sont clairement identifiées depuis l'avion, si bien que les analyses peuvent être menées au niveau de l'espèce. En revanche, d'autres espèces sont difficilement discernables vues d'avion et nécessitent un regroupement pour les analyses (e.g. cormorans, sternes, alcidés). Ces regroupements reposent sur des critères à la fois taxonomiques (plusieurs espèces d'un même genre) et morphologiques (espèces proches, difficiles à différencier dans le contexte de l'observation aérienne). Même si de nombreuses espèces ont été observées durant les différents survols, seuls quelques groupes d'espèces ou espèces (définis dans le Tableau 2) ont été utilisés pour les analyses car ils bénéficiaient d'un nombre suffisant d'observations. En ce qui concerne les mouettes tridactyles, il a été considéré que les mouettes indéterminées étaient toutes des mouettes tridactyles. En effet, les mouettes rieuses (*Chroicocephalus ridibundus*) et mélanocéphales (*Ichtyaetus melanocephalus*) ne représentent qu'une très faible proportion des mouettes identifiées à l'espèce (moins de 30 observations toutes sessions confondues) et leurs observations sont localisées plus près des côtes que celles des mouettes tridactyles.

**Tableau 2. Regroupements d'espèces opérés pour les oiseaux marins.**

Famille	Groupes ou espèces	Espèces associées	
<b>Alcidae</b>	Alcidés	Macareux moine	<i>Fratercula arctica</i>
		Guillemot de Troïl	<i>Uria aalge</i>
		Pingouin torda	<i>Alca torda</i>
<b>Laridae</b>	Sternes	Sterne arctique	<i>Sterna paradisaea</i>
		Sterne pierregarin	<i>Sterna hirundo</i>
		Sterne naine	<i>Sterna albifrons</i>
		Sterne caugek	<i>Thalasseus sandvicensis</i>
	Mouette tridactyle	Mouette tridactyle	<i>Rissa tridactyla</i>
		Mouette indéterminée	
	« Goélands noirs »	Goéland marin	<i>Larus marinus</i>
		Goéland brun	<i>Larus fuscus</i>
« Goélands gris »	Goéland argenté	<i>Larus argentatus</i>	
	Goéland leucophée	<i>Larus michahellis</i>	
<b>Phalacrocoracidae</b>	Cormorans	Grand cormoran	<i>Phalacrocorax carbo</i>
		Cormoran huppé	<i>Phalacrocorax aristotelis</i>
<b>Procellariidae</b>	Fulmar boréal	<i>Fulmarus glacialis</i>	
<b>Sulidae</b>	Fou de Bassan	<i>Morus bassanus</i>	

### 2.2.3. Estimation d'abondance par *Distance Sampling*

L'objectif ici est d'estimer, pour chaque groupe d'espèces, le nombre d'individus présents dans la zone d'étude (ou abondance). La méthode conventionnelle de *Distance sampling* est utilisée en première approche car elle est facilement reproductible entre différentes campagnes de collectes de données. Selon la méthodologie adoptée,

*strip transect* pour les oiseaux ou *line transect* pour les marsouins, la méthode de calcul de l'estimation de l'abondance diffère.

### 2.2.3.a. Transect en bande (*strip transect*)

La méthode de transect en bande concerne ici uniquement les oiseaux marins. Cette méthode consiste à relever les observations dans une bande de 200 m de chaque côté de l'avion en postulant que tous les individus sont détectés dans cette bande (Buckland et al., 2001). Dans ces deux bandes de part et d'autre du transect, la probabilité de détection est supposée égale à 1.

Connaissant cette probabilité de détection, l'abondance  $N$  des individus (en nombre d'individus) dans une zone donnée est :

$$N = \frac{n}{L} \times \frac{A}{2 \cdot w} \times E(s)$$

où  $n$  est le nombre d'observations,  $w$  la largeur de la bande observée en km (multipliée par deux pour prendre en compte les deux côtés de l'avion),  $L$  la longueur d'effort d'observation en km,  $E(s)$  l'effectif moyen des groupes en nombre d'individus et  $A$  la surface totale de la zone en km<sup>2</sup>.

Dans le contexte particulier de la campagne LEDKOA, 6 sessions de survol de la zone d'étude ont été effectuées, donc 6 estimations d'abondances ont été calculées (une par session) afin d'observer d'éventuelles variations intra-annuelles. Les coefficients de variation ont également été calculés afin de définir un intervalle de confiance à 95 % autour des estimations d'abondance (plus la valeur du coefficient de variation est élevée, plus l'incertitude autour de la valeur d'abondance estimée est grande).

Ces estimations ont été réalisées en utilisant le package *Distance* (Miller, 2017) du logiciel d'analyses statistiques R (R Development Core Team, 2018).

**N.B. : il est important de souligner que les estimations d'abondance produites dans ce rapport ne reflètent que les individus présents en mer et ne tiennent pas compte des oiseaux à terre (plages, falaises).**

### 2.2.3.b. Transect en ligne (*line transect*)

L'abondance des mammifères marins (ici, estimée uniquement pour le marsouin), été estimée par la méthode de transect en ligne qui prend en compte la distance de l'observation au transect (calculée à partir de l'angle mesuré entre l'observation et le transect ; Buckland et al., 2001). Dans ce cas, la probabilité de détection des animaux diminue en fonction de la distance perpendiculaire au transect. On estime ici la fonction de détection  $g(y)$  en fonction de la distance perpendiculaire  $y$  en admettant que la probabilité de détection au niveau du transect (à la verticale de l'avion) soit égale à 1 ( $g(y=0)=1$  ; les animaux situés sur le transect ou à proximité sont tous détectés) puis celle-ci décroît en fonction de  $y$ . Cette fonction de détection permet d'estimer la largeur effective de détection (ou *esw* : *Effective Strip half-Width*) qui est déterminée de manière à ce que le nombre d'objets détectés au-delà de cette distance soit égal au nombre d'objets non détectés avant cette limite. Une fois la largeur effective de détection estimée, il est possible d'estimer l'abondance  $N$  des individus (en nombre d'individus) dans une zone donnée telle que :

$$N = \frac{n}{L} \times \frac{A}{2 \cdot e\widehat{sw} \cdot g(0)} \times E(s)$$

où  $n$  est le nombre de détections,  $E(s)$  l'effectif moyen des groupes en nombre d'individus,  $L$  la longueur d'effort d'observation en km,  $A$  la surface totale de la zone en km<sup>2</sup>,  $e\widehat{sw}$  la largeur effective de détection en km et  $g(0)$  la probabilité de détecter un objet qui se trouve sur le transect ( $y=0$ ; considérée comme égale à 1 dans cette analyse).

Au préalable, une troncation de 5 % des observations les plus éloignées du transect a été opérée pour limiter l'influence des observations les plus éloignées du transect (Buckland et al., 2001). La fonction de détection a ensuite été estimée en prenant en compte les conditions d'observations (état de la mer, turbidité, numéro de session, conditions subjectives...) afin de corriger les estimations en fonction de ces conditions. Des modèles utilisant un nombre croissant de conditions ont été testés et le modèle présentant le plus faible critère d'Akaike<sup>2</sup> (AIC; Anderson & Burnham, 2002) a été sélectionné. Finalement, les abondances ont été estimées pour les 6 sessions de survols et les coefficients de variation ont été calculés. Ces estimations ont été réalisées en utilisant le package *Distance* (Miller, 2017) dans R.

#### 2.2.4. Modélisation spatiale de la densité (*Density surface modelling*)

L'objectif de la modélisation spatiale de la densité ou *density surface modelling* (DSM; Miller et al., 2013) est d'identifier les corrélations statistiques entre les espèces et les caractéristiques de leur environnement afin de mieux comprendre et prédire la distribution spatiale des espèces au cours du temps. Pour cela, des prédicteurs environnementaux sont utilisés, ils sont aussi bien physiographiques (statiques dans le temps) qu'océanographiques (dynamiques dans le temps) et constituent généralement des indicateurs de la nature des fonds sous-marins et de la distribution des proies des prédateurs ou ont un intérêt physiologique pour les espèces. La Figure 4 résume les différentes étapes opérées lors de l'analyse de modélisation spatiale.

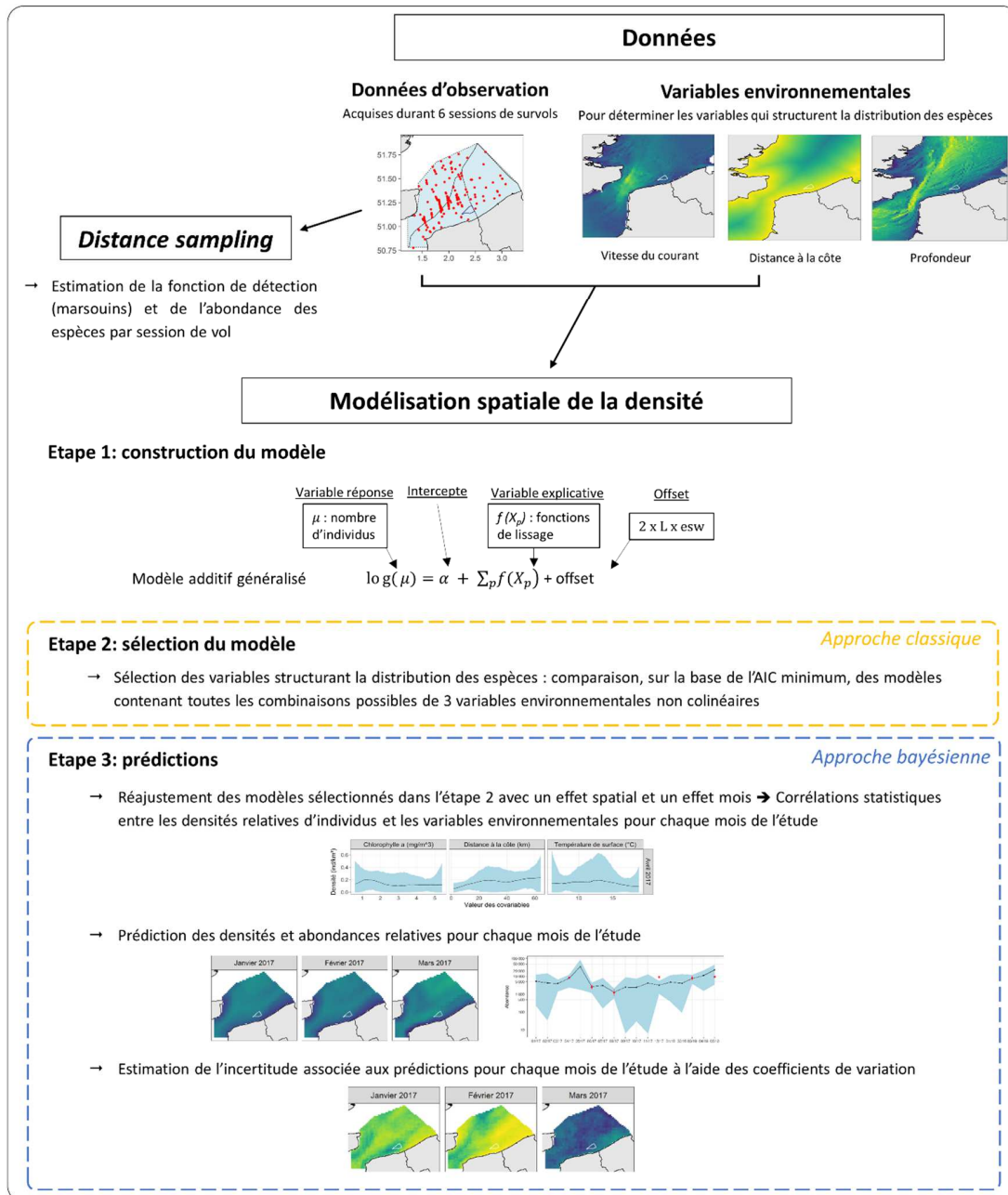
##### 2.2.4.a. Variables environnementales

Pour les variables statiques, la profondeur, la pente, la distance à la côte, la distance aux parcs éoliens existants dans la zone d'étude et la distance aux colonies pour les oiseaux (Tableau 3) ont été extraits. Un effet spatial dans les modèles a également été inclus. Cet effet spatial peut s'interpréter comme l'effet de covariables environnementales non incluses dans le modèle et permet de stabiliser les estimations issues du modèle ou de tenir compte d'un effet éventuel lié à la localisation du projet de parc. Toutefois, cet effet spatial implique que toute prédiction en dehors de la zone d'étude (ce qui n'est pas l'objectif ici) est par définition une extrapolation. Les prédictions réalisées sont donc restreintes à la zone d'étude. La distance aux parcs éoliens existants a été incluse pour mettre en évidence d'éventuelles relations entre la localisation de ces parcs et la présence des animaux. En ce qui concerne la distance aux colonies, cette variable n'a été utilisée que pour les oiseaux. Pour chaque espèce ou groupe d'espèces, les colonies ont été localisées à partir de la synthèse bibliographique réalisée par le GON (Groupement Ornithologique du Nord; Legroux et al., 2017) et de données bibliographiques (l'Annexe

<sup>2</sup> Mesure de la qualité d'un modèle statistique. Ce critère repose sur un compromis entre la qualité de l'ajustement et la complexité du modèle, en pénalisant les modèles ayant un grand nombre de paramètres, ce qui limite les effets de sur-ajustement.



1 présente la localisation des colonies) puis la distance à la colonie la plus proche a été calculée pour chaque centre de segment.



**Figure 5. Schéma de la méthodologie de modélisation spatiale adoptée lors de cette étude.** L'approche classique se base uniquement sur les données utilisées tandis que l'approche bayésienne permet de déduire la probabilité d'un événement en tenant compte de celles d'autres événements déjà évalués. « L » signifie longueur du segment ; « esw » signifie largeur effective de détection ; « AIC » signifie critère d'information d'Akaike.

En ce qui concerne les variables dynamiques, une résolution temporelle à 28 jours a été utilisée. Chaque variable est moyennée sur les 28 jours précédents le jour échantillonné afin de prendre en compte le laps de temps entre une condition environnementale particulière et la réponse des prédateurs supérieurs à cette condition. Les variables environnementales ont été extraites à la résolution spatiale la plus fine disponible (cf. Tableau 3) puis moyennées sur une grille de 2,5 × 2,5 km pour correspondre aux longueurs des segments de 2,5 km.

**Tableau 3. Prédicteurs environnementaux utilisés pour la modélisation d’habitat.** **A:** La profondeur provient de la base de données GEBCO-08 30 arc-seconde (<http://www.gebco.net/>; 30 secondes d’arc équivaut approximativement à 60 m) et la pente est estimée à partir de la profondeur dans ArcGIS 10.3. **B:** La distance aux parcs a été calculée dans ArcGIS 10.3 à partir des périmètres de parcs fournis par <http://www.marineatlas.be/fr/data> pour la Belgique et par <https://www.thecrownestate.co.uk/en-gb/resources/maps-and-gis-data/> pour le Royaume Uni (Annexe 2, Figure A2.2). **C:** La distance aux colonies a été calculée dans ArcGIS 10.3 à partir de la localisation des colonies définies dans la synthèse bibliographique du GON (Legroux et al., 2017 ; Annexe 1). **D:** La moyenne et les gradients de température de surface ont été extraites à partir des données de la NASA ([https://podaac.jpl.nasa.gov/dataset/JPL\\_OUROCEAN-L4UHfnd-GLOB-G1SST](https://podaac.jpl.nasa.gov/dataset/JPL_OUROCEAN-L4UHfnd-GLOB-G1SST)). Ce gradient correspond à la différence entre la valeur maximale et la valeur minimale de la température parmi les 8 cellules voisines. **E:** L’anomalie de hauteur d’eau et la vitesse des courants ont été extraites du modèle MARS 2D de l’IFREMER (<https://marc.ifremer.fr/resultats/>). **F:** La concentration en chlorophylle de surface a été extraite du modèle ECOMARS 3D de l’IFREMER (<https://marc.ifremer.fr/resultats/>). Contrairement à la température de surface de l’eau, qui est obtenue à partir de données satellitaires, les autres variables sont issues de simulations de modèles océanographiques. Ces modèles ont été particulièrement utiles pour la concentration en chlorophylle car à cause de la couverture nuageuse, les données satellitaires de chlorophylle étaient indisponibles en hiver.

Variables environnementales	Résolutions initiales	Sources	Processus océanographiques
<b>Statiques</b>			
Profondeur (m)	30' d'arc (≈ 0,06 km)	A	Milieu
Pente (°)	30' d'arc	A	Associée aux courants, une forte pente induit une agrégation des proies
Distance aux parcs éoliens existants (km)		B	Effet attendu (évitement, attraction) de la présence des parcs
Distance aux colonies (km)		C	Contrainte de la reproduction
<b>Dynamiques</b>			
Température de l’eau en surface (°C)	0.01° (≈ 0.8 km), jour	D	Distribution des masses d’eau
Gradient de température de l’eau (°C)	0.01° (0.8 km), jour	D	Indicateur de la localisation des fronts thermiques au sein desquels se concentrent les proies
Anomalie de hauteur d’eau (m)	750 m, heure	E	Révèle la présence des tourbillons et de l’activité tidale
Vitesse maximale du courant (m.s <sup>-1</sup> )	750 m, heure	E	Intensité des courants de marées (importants en Manche et dans le sud de la Mer du Nord)
Concentration en chlorophylle de surface (mg.m <sup>-3</sup> )	4 km, semaine	F	Indicateur de la production primaire <sup>3</sup> et donc indicateur de l’abondance et de la distribution des proies

<sup>3</sup> Désigne la production de matière organique végétale issue de la photosynthèse par des organismes. Elle traduit la vitesse à laquelle se forme, par unité de temps, une quantité donnée de matière organique, à partir de la matière minérale et d’un apport d’énergie.



La distribution spatiale des variables statiques et les moyennes mensuelles des variables dynamiques sont visibles en Annexe 2.

Une fois les variables environnementales extraites et moyennées, celles-ci sont disponibles dans une grille de 2,5 x 2,5 km pour chaque jour échantillonné. Puis, à chaque segment d'effort est attribuée la valeur de chaque variable environnementale interpolée à partir des 4 cellules voisines du segment d'effort.

#### 2.2.4.b. Density surface modelling

Pour modéliser les préférences d'habitat des espèces et donc les corrélations statistiques entre le nombre d'individus (variable réponse) et les variables environnementales (variables explicatives), des modèles additifs généralisés (GAMs ; Hastie & Tibshirani, 1986 ; Wood, 2006) avec une distribution négative binomiale<sup>4</sup> pour tenir compte de la sur-dispersion<sup>5</sup> des données ont été utilisés (package *mgcv* de R ; Wood, 2013). Les GAMs sont des extensions des modèles linéaires généralisés (GLMs) qui permettent de modéliser des relations non linéaires entre la variable réponse et les variables explicatives, souvent caractéristiques des relations dans le milieu marin. Le nombre moyen d'individus par segment  $\mu$  est modélisé avec une fonction de lien logarithmique:

$$\log(\mu) = \alpha + \sum_p f(X_p)$$

où  $f(X_p)$  sont des fonctions de lissage semi-paramétriques<sup>6</sup> et  $\alpha$  représente l'intercept<sup>7</sup>(Hastie & Tibshirani, 1986). Le modèle tient également compte de l'effort associé à chaque observation. Pour les oiseaux, la surface échantillonnée correspond à la longueur de chaque segment, multipliée par 2 fois la largeur de bande échantillonnée ( $2 \times 200$  m), tandis que pour les cétacés, la largeur de bande effective pour chaque observation correspond à 2 fois l'*esw* (obtenu par l'analyse de *Distance sampling*, cf. 2.2.3.b).

Dans le cas particulier de la campagne LEDKOA, 6 sessions de survol de la zone d'étude ont été effectuées. Ainsi il y avait deux possibilités ; soit réaliser un modèle par session en utilisant uniquement les observations de chaque session et les variables environnementales associées, soit réaliser un modèle global qui utilisait l'ensemble des données mais en incluant un effet session (interaction avec la session) pour que le modèle estime des corrélations statistiques pour chaque session. Le modèle global avec interaction a été choisi car cela paraissait plus approprié dans ce cas d'étude et cela permettait de pouvoir prédire, contrairement à l'autre option, les densités des espèces durant les mois non échantillonnés.

Une procédure de sélection de modèle a été établie pour déterminer le meilleur modèle pour chaque groupe d'espèces. Pour éviter la colinéarité entre les variables, les combinaisons de variables avec des coefficients de corrélation de Spearman supérieurs à  $|0.7|$  ont été exclues de la procédure de sélection de modèle (Dormann et al., 2013 ; Mannocci et al., 2014). Tous les modèles avec des combinaisons de une à trois variables ont ensuite été

---

<sup>4</sup> Distribution de probabilité discrète qui modélise le nombre d'échecs obtenus lors de la répétition indépendante de plusieurs expériences aléatoires identiques

<sup>5</sup> Représente la variabilité ou l'étendue des différentes valeurs que peut prendre une variable

<sup>6</sup> La régression semi-paramétrique est une forme d'analyse dans laquelle le prédicteur, ou fonction d'estimation, ne prend pas de forme prédéterminée, mais est construit selon les informations provenant des données.

<sup>7</sup> Ou ordonnée à l'origine, représente la valeur prise par la densité lorsque la variable est nulle.

testés, et le modèle le plus optimal a été sélectionné, c'est-à-dire le modèle possédant le plus petit critère d'Akaike <sup>2</sup> (AIC ; Anderson & Burnham, 2002). Un maximum de trois variables par modèle a été utilisé pour éviter une complexité excessive des modèles et une difficulté d'interprétation.

Pour chaque groupe d'espèces, les modèles sélectionnés ont ensuite été utilisés pour prédire, dans la zone d'étude, les densités (en nombre d'animaux par km<sup>2</sup>) et les abondances relatives moyennées par mois. Pour cela, les prédictions ont été réalisées sur une grille de 2,5 × 2,5 km. Ces prédictions ont été réalisées à l'aide d'une approche bayésienne <sup>8</sup> à partir des variables sélectionnées dans les meilleurs modèles car les densités et abondances estimées pour les mois non échantillonnés étaient plus réalistes. Idéalement, il aurait été préférable d'utiliser l'approche bayésienne sur toute la procédure de DSM mais avec cette approche, la sélection du modèle optimal est plus longue et demande de grosses capacités de calcul. La sélection des covariables environnementales a donc été réalisée avec une approche classique puis l'approche bayésienne a été utilisée pour estimer les prédictions.

Une fois les covariables sélectionnées, le modèle utilisé pour l'estimation et la prédiction est le suivant : l'indice  $i$  correspond au segment  $i$ , l'indice  $m$  au mois de la campagne, l'indice  $s$  à un pixel spatial sur la zone d'étude et l'indice  $t$  à la session. Une donnée  $y_{imst}$  correspond donc au nombre d'animaux détectés sur le segment  $i$  au mois  $m$  dans le pixel  $s$  de la session  $t$ .

$$y_{imst} \sim \mathcal{NB}(\omega, \lambda_{imst})$$

$$\log(\lambda_{imst}) = \alpha + \beta_m + \sum_{j=1}^3 f_m^j(X_j) + \text{pixel}_{st}$$

$$\beta \sim \mathcal{GP}(0, \sigma_{\text{mois}}^2 \mathbb{R})$$

Comme précédemment, une distribution négative binomiale (de paramètre de surdispersion  $\omega$ ) est utilisée. Les paramètres  $\beta$  modélisent les variations mensuelles de densité moyenne sur la zone d'étude et cet effet est supposé cyclique : la densité moyenne en janvier est corrélée à la densité moyenne en décembre et en février par exemple, mais pas nécessairement avec la densité moyenne en août. Cette information est incorporée dans la matrice de corrélation  $\mathbf{R}$  (la notation GP désigne un Processus Gaussien <sup>9</sup>). Les fonctions de lissage sont modélisées de sorte à inclure une interaction avec le mois de la campagne : les relations avec l'environnement peuvent ainsi varier en fonction du mois. Enfin, un effet spatio-temporel ( $\text{pixel}_{st}$ ) est également inclus comme une variable aléatoire :

$$\text{Pour } t \in [1 : 7], \epsilon_t \sim \mathcal{GP}(0, \sigma_{\text{spatial}}^2 \Omega)$$

$$\forall s \in \mathcal{S},$$

$$\begin{cases} \text{pixel}_{s1} = \epsilon_{s1} \\ \text{Pour } t \in [2 : 7], \text{pixel}_{st} = \rho \epsilon_{s(t-1)} + \epsilon_{st} \sqrt{1 - \rho^2} \end{cases}$$

<sup>8</sup> Contrairement à l'approche classique qui se base uniquement sur les données utilisées, l'approche bayésienne permet de déduire la probabilité d'un événement en tenant compte de celles d'autres événements déjà évalués, c'est-à-dire en mettant des *a priori*. Ici par exemple, on informe le modèle que les prédictions du mois de juin sont plus semblables aux prédictions des mois de mai et juillet que celles du mois de décembre.

<sup>9</sup> Voir par exemple <https://arxiv.org/abs/1505.02965>

Le paramètre  $\rho$  représente la corrélation temporelle, tandis que la matrice  $\Omega$  représente la corrélation spatiale. Ce choix de modélisation permet de tenir compte de variations de densité au cours du temps sur la zone d'étude (ici le temps est découplé du mois et l'effet n'est pas cyclique comme c'est le cas pour le paramètre  $\beta$ ), et de variations qui ne seraient pas prises en compte par les covariables environnementales. La corrélation temporelle permet quant à elle de tenir compte de l'ordre des sessions d'échantillonnage.

Le modèle ci-dessus a été ajusté grâce au logiciel Stan v.2.17.3 (Carpenter et al., 2017) appelé depuis le logiciel R via la bibliothèque de fonction RStan (Stan Development Team, 2018). Ce modèle est un modèle hiérarchique<sup>10</sup> qui tient compte d'un effet spatial variant au cours du temps, de variations mensuelles de densité et d'éventuelles variations mensuelles dans les relations environnementales sur la zone d'étude. Sa spécification exacte est donnée en Annexe 3. L'avantage du cadre bayésien provient de l'utilisation d'information *a priori* pour régulariser les estimations : les paramètres estimés seront moins bruités que dans le cas d'une estimation classique (Gelman & Shalizi, 2013).

Dans un premier temps, les modèles sélectionnés ont été réajustés avec un effet spatial et un effet du mois échantillonné ce qui a permis d'obtenir des corrélations statistiques entre la densité relative d'individus et les prédicteurs environnementaux en fonction du mois. Il est important de noter qu'avec le modèle exposé ci-dessus, il est possible d'obtenir une estimation de ces relations pour les 12 mois de l'année, y compris ceux pendant lesquels il n'y a pas eu de survols. Cette modélisation compense donc en partie les hétérogénéités dans l'échantillonnage temporel de la campagne. En effet, le modèle apprend quelles étaient les relations observées pendant les mois échantillonnés et à partir de ces relations observées, il permet de faire une prédiction pour les mois pour lesquels il n'y a pas eu de survol. Pour l'effet spatio-temporel, les mois ont été regroupés en 7 périodes : avril/mai 2017 (période 1), juin/juillet 2017 (période 2), août/septembre 2017 (période 3), octobre/novembre 2017 (période 4), décembre 2017/janvier 2018 (période 5), février/mars 2018 (période 6) et avril/mai 2018 (période 7). A toutes ces périodes, à l'exception de celle d'octobre/novembre 2017, est associé un survol aérien. Néanmoins, le modèle est en mesure d'offrir une prédiction pour la période d'octobre/novembre 2017 à partir de la période précédente et de la période suivante puisque le modèle tient compte de corrélations spatio-temporelles.

La distribution des espèces a ensuite été prédite pour chaque jour de l'année (du 01/01/2017 au 31/05/2018) et finalement moyennée pour obtenir une prédiction moyenne mensuelle de la densité et de l'abondance. Pour chaque moyenne mensuelle, les densités et abondances ont été pondérées par l'incertitude associées aux prédictions journalières afin de donner plus de poids aux valeurs estimées avec peu d'incertitude. De plus, afin d'éviter les prédictions irréalistes et incertaines (extrapolation), le modèle a été contraint de manière à prédire uniquement dans les cellules où les valeurs des variables étaient comprises dans la gamme des valeurs des variables échantillonnées durant la campagne. Afin de quantifier les erreurs d'estimations des densités prédites, les coefficients de variation associés aux prédictions ont été calculés de la manière suivante :

$$CV = \sqrt{\text{variance}_{\text{prédiction}} / \text{moyenne}_{\text{prédiction}}} \times 100$$

<sup>10</sup> Modèle à plusieurs niveaux hiérarchiques.

## 3. RESULTATS

---

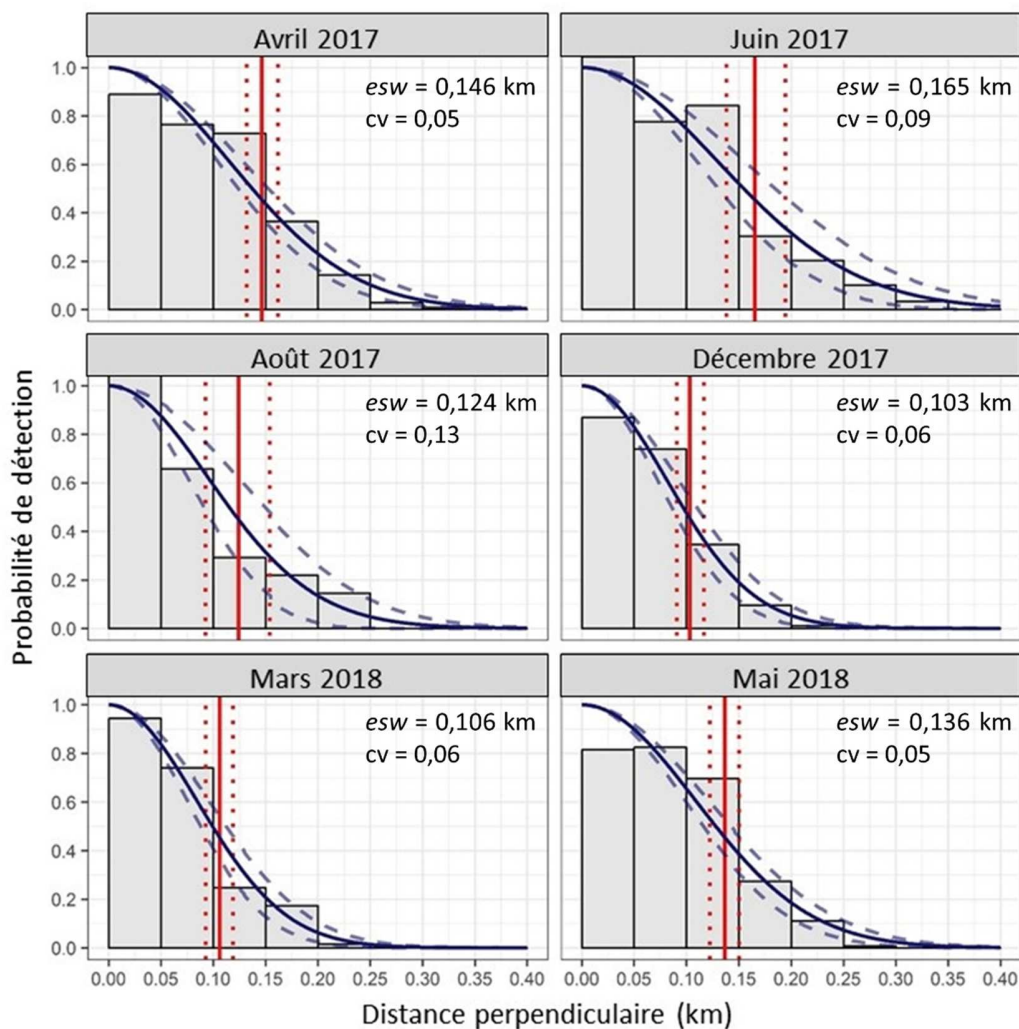
### 3.1. Observations et abondances estimées par *Distance sampling*

**N.B. :** comme mentionné précédemment, les abondances peuvent être estimées, pour chaque groupe d'espèces, par la méthode de *Distance sampling* ou par la modélisation spatiale des densités. La méthode conventionnelle de *Distance sampling* est utilisée en première approche car elle est facilement reproductible entre différentes campagnes de collecte de données. La méthode par modélisation spatiale fournit des estimations plus robustes et un échantillonnage temporel plus régulier (ici, en moyennes mensuelles), donc on s'attend à ce qu'elle restitue mieux les variations saisonnières et les valeurs extrêmes. Cependant, la compatibilité des estimations d'abondance de ces deux méthodes doit être vérifiée (par l'intersection des intervalles de confiance issus des 2 méthodes.)

#### 3.1.1. Mammifères marins

Au cours des 6 sessions de vols, 1 188 observations de mammifères marins ont été collectées pour un total de 1 496 individus (Annexe 4, Figure A4.1). Six espèces ont été observées, le marsouin commun (*Phocoena phocoena*), le lagénorhynque à bec blanc (*Lagenorhynchus albirostris*), le grand dauphin (*Tursiops truncatus*), le petit rorqual (*Balaenoptera acutorostrata*), le phoque gris (*Halichoerus grypus*) et le phoque veau marin *Phoca vitulina*). Les observations de marsouins communs représentent 94 % des observations de mammifères marins (phoques inclus) et 99 % des cétacés observés, c'est pourquoi les analyses ont été uniquement réalisées sur cette espèce. Les observations des autres mammifères marins ne sont pas assez nombreuses (environ 60 observations au total sur les 6 sessions) pour envisager des estimations d'abondance. Avant de pouvoir estimer l'abondance des marsouins, il est nécessaire d'ajuster une fonction de détection pour déterminer l'esw en fonction des conditions d'observations. Après sélection des segments réalisés dans de bonnes conditions d'observations et test des différents facteurs pouvant influencer sur la détection (état de la mer, conditions subjectives, réverbérations,...), il est apparu que le facteur session de survol (donc indirectement la date de survol, les conditions d'observations et la composition de l'équipe d'observateurs) avait l'influence la plus significative sur l'estimation de la fonction de détection. Par conséquent, une fonction de détection a été ajustée et un esw a été estimé par session de vol (Figure 5).

Pour le **marsouin commun**, les abondances les plus faibles sont estimées durant l'été (juin et août) autour de 2 500 individus (intervalle de confiance IC [1 900 – 3 300]) tandis que pour les autres sessions, les abondances estimées sont assez stables et atteignent environ 9 500 individus (IC [7 700 – 11 600]; Figure 6; pour connaître les valeurs exactes estimées se référer à l'Annexe 5).



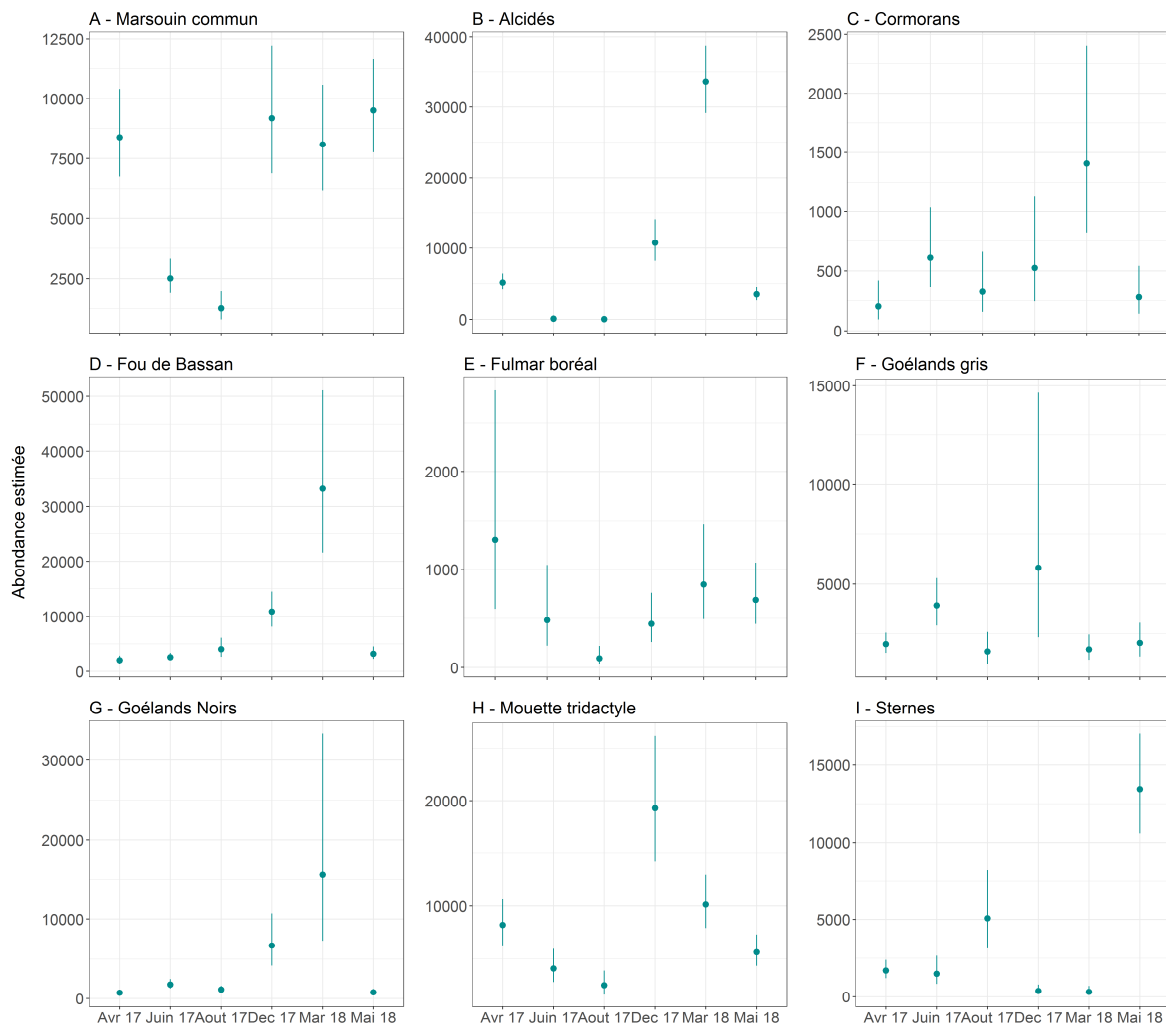
**Figure 6. Fonctions de détection ajustées pour le marsouin commun par session.** Les histogrammes représentent les fréquences d'observations pour chaque distance perpendiculaire. La courbe bleue représente la fonction de détection avec l'erreur standard associée en pointillés. La ligne rouge représente l'esw estimé avec l'erreur standard associée en pointillés.

### 3.1.2. Oiseaux marins

Le nombre d'observations d'oiseaux marins collectées sur l'ensemble des 6 sessions s'élève à 6 802 observations pour un total de 18 562 individus (Annexe 4). Vingt groupes d'espèces ont été identifiés au cours des 6 sessions et 90 % des observations sont dominées par 6 groupes : les goélands (toutes espèces confondues), le fou de Bassan, la mouette tridactyle, les alcidés, les sternes et dans une moindre mesure, les cormorans.

L'analyse par *Distance sampling* a permis d'estimer, pour chaque groupe d'espèces étudié, l'abondance par session (Figure 6 ; pour connaître les valeurs exactes estimées se référer à l'Annexe 5).

Quel que soit le groupe d'espèces concerné, les abondances estimées varient grandement entre les sessions, ce qui suggère une forte variabilité intra-annuelle.



**Figure 7. Abondances estimées par session et par groupe d'espèces (en nombre d'individus) avec les intervalles de confiance associés.** *N.B.* : l'échelle des ordonnées n'est pas commune sur les différentes figures. Les barres verticales représentent les intervalles de confiance à 95 %. Pour connaître les valeurs exactes estimées se référer à l'Annexe 5. Ces estimations sont superposées à celles des modèles dans les courbes des Figures 8 à 16.

Les **alcidés** sont absents en été, abondants en hiver (environ 10 000 individus ; IC [8 200 – 14 000]) et l'abondance maximale est atteinte en mars avec un effectif d'environ 35 000 individus (IC [29 000 – 38 000]).

Les effectifs de **cormorans** sont plus réduits (< 1 500 individus) et oscillent autour de 500 individus tout au long de l'année à l'exception du mois de mars où les abondances estimées sont triplées.

Le **fou de Bassan** est présent dans la zone d'étude principalement en décembre et mars jusqu'à atteindre plus de 33 000 individus (IC [21 600 – 51 100]) en mars. Les autres mois de l'année, les abondances sont relativement stables, autour de 3 000 individus.

Les plus fortes abondances de **fulmar boréal** sont estimées au printemps avec un pic à 1 300 individus (IC [600 – 2 800]) en avril puis décroissent jusqu'à être minimales en été (environ 100 individus en août).

Les **goélands gris** sont majoritairement présents dans la zone d'étude en décembre (environ 6 000 individus ; IC [2 300 – 14 700]) et juin (environ 4 000 individus ; IC [2 900 – 5 300]) et dans des proportions assez stables pour les autres mois (autour de 1 500 – 2 000 individus).

Les **goélands noirs** sont présents dans les mêmes proportions que les goélands gris à l'exception du mois de mars où les abondances atteignent 15 000 individus (IC [7 300 – 33 300]).

L'abondance de la **mouette tridactyle** varie fortement au cours des différentes sessions. Les abondances les plus fortes sont estimées au cours du mois de décembre (environ 20 000 individus ; IC [14 200 – 26 200]), elles oscillent autour de 7 000 individus au printemps et diminuent en été (environ 3 000 individus).

Les **sternes** sont quasiment absentes en hiver (décembre et mars) mais présentes au printemps et en été avec une abondance maximale estimée à 13 000 individus (IC [10 600 – 17 000]) au mois de mai.

### 3.2. *Density surface modelling*

Pour chaque groupe d'espèces, les variables du modèle sélectionné (c'est-à-dire les variables qui influencent le plus la distribution des groupes d'espèces) et la déviance expliquée <sup>11</sup> sont présentées dans le Tableau 4, les relations associées à ces variables sont présentées en Annexe 6 et les coefficients de variation associés aux prédictions sont présentés en Annexe 7. La partie 3.2. présente de manière factuelle les résultats obtenus dans l'étude et l'interprétation de ces résultats est faite dans la partie 4.2.

Pour chaque groupe d'espèces, les figures 8 à 16 présentent les cartes de densités prédites pour chaque mois entre janvier 2017 et mai 2018, ainsi que les abondances estimées pour chacun de ces mois. Les intervalles de confiance associés aux estimations d'abondance sont également présentés. D'une manière générale, ces intervalles de confiance sont très resserrés autour de l'estimation d'abondance lorsque le mois concerné est associé à un survol, tandis qu'ils sont beaucoup plus larges lorsqu'il n'y a pas de survol associé car l'incertitude est plus grande. C'est notamment le cas pour les mois de septembre à novembre, pour lesquels le modèle se calibre sur les données de survol des mois d'août et décembre.

**N.B. : bien que la prédiction réalisée à partir des modèles d'habitat donne une distribution exprimée en densité (individus/km<sup>2</sup>), il est important de ne pas sur-interpréter ces dernières en termes de valeurs absolues. En effet, il s'agit d'habitats potentiels, et non effectivement observés, ce qui induit un décalage avec les abondances estimées par *Distance sampling*. Toutefois, sur les figures qui présentent les abondances estimées par les modèles d'habitat, les abondances estimées par la méthode de *Distance sampling* ont été également représentées. Les abondances estimées par la méthode de *Distance sampling* sont généralement incluses dans les intervalles de confiance des abondances estimées par les modèles d'habitat ce qui montre la cohérence de nos résultats et leur complémentarité.**

---

<sup>11</sup> Mesure de l'adéquation entre le modèle et les données observées et donc à quel point l'équation de régression est adaptée pour décrire la distribution des points, plus la déviance est élevée, plus l'ajustement du modèle aux données est bon.

**Tableau 4. Variables sélectionnées dans les modèles et déviations expliquées associées aux modèles.**

Groupes d'espèces	Variables sélectionnées	Déviations expliquées
<b>Marsouin commun</b>	Concentration en chlorophylle <i>a</i> Distance à la côte Température de surface	39 %
<b>Alcidés</b>	Concentration en chlorophylle <i>a</i> Distance à la colonie Température de surface	63 %
<b>Cormorans</b>	Vitesse du courant Profondeur Distance aux parcs éoliens existants	76 %
<b>Fou de Bassan</b>	Vitesse du courant Gradient de température Température de surface	50 %
<b>Fulmar boréal</b>	Concentration en chlorophylle <i>a</i> Profondeur Pente	36 %
<b>Goélands gris</b>	Vitesse du courant Distance à la côte Température de surface	36 %
<b>Goélands noirs</b>	Distance à la colonie Distance à la côte Distance aux parcs éoliens existants	55 %
<b>Mouette tridactyle</b>	Vitesse du courant Anomalie de hauteur d'eau Température de surface	32 %
<b>Sternes</b>	Vitesse du courant Gradient de température Température de surface	61 %

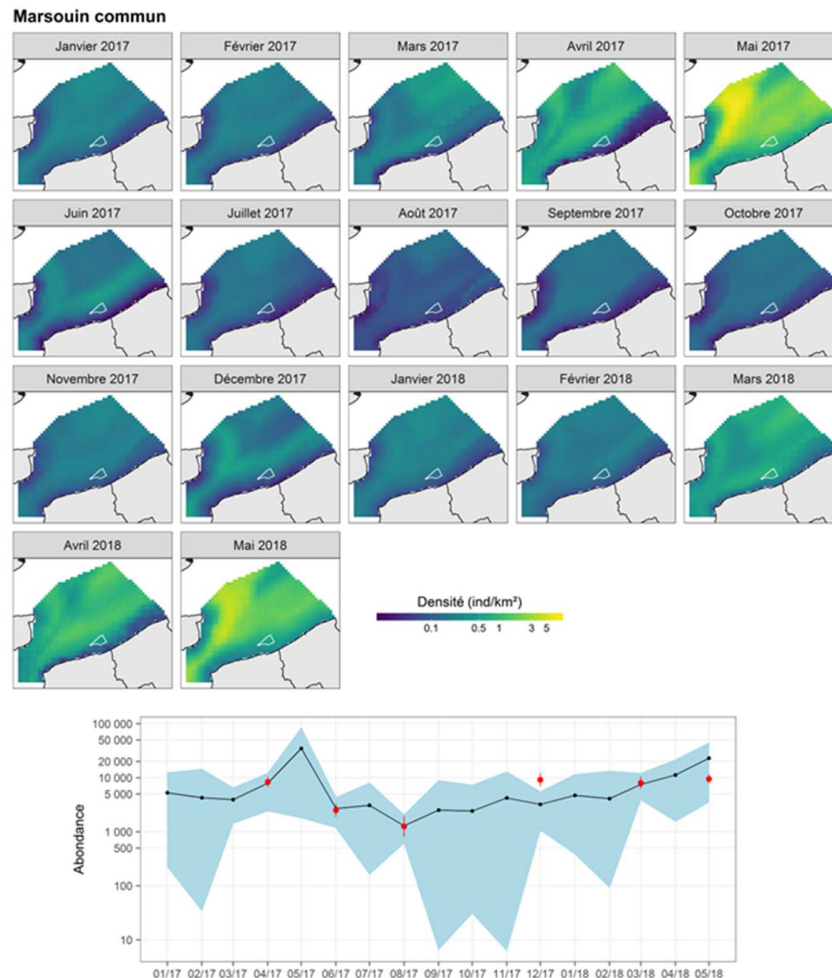
### 3.2.1. Marsouin commun

De manière générale, les corrélations statistiques établies avec les différentes variables environnementales pour le marsouin commun étaient similaires entre les différents mois échantillonnés, les relations avec l'environnement sont donc relativement constantes tout au long de l'année. Les densités les plus élevées sont prédites pour des concentrations en chlorophylle basses, des distances à la côte autour de 25-30 km et au-delà de 50 km et pour des températures de surface assez faibles (< 15°C ; Annexe 6, Figure A6.1).

Il en résulte que les marsouins sont absents des zones les plus côtières et distribués de manière assez homogène au large avec des densités un peu plus importantes à environ 30 km des côtes (Figure 8). On n'observe pas de réel changement de distribution préférentielle tout au long de l'année mais une nette variation des densités et des abondances estimées. En effet, les marsouins sont moins présents en été (densité maximale ≈ 0.1 individus/km<sup>2</sup>) et beaucoup plus présents au printemps entre mars et mai (densité maximale ≈ 3-5 individus/km<sup>2</sup>). Ainsi, on estime sur la zone d'étude un nombre de 1 300 individus (IC [620 – 2 100]) en été (août) et jusqu'à 35 000 individus (IC [1 800 – 83 900]) au printemps (mai). Comme cela était attendu, cette valeur maximale est nettement supérieure au maximum d'abondance estimé par la méthode de *Distance sampling*, (9500 individus lors de la session de début décembre 2017). Néanmoins, les estimations de ces deux méthodes sont globalement



cohérentes, puisque tous les intervalles de confiance obtenus par *Distance sampling* sont inclus dans ceux des prédictions mensuelles, à l'exception du mois de décembre où la densité prédite est sensiblement inférieure. Les densités maximales ne sont pas prédites au sein du périmètre du projet de parc toutefois au printemps, les densités y restent élevées.



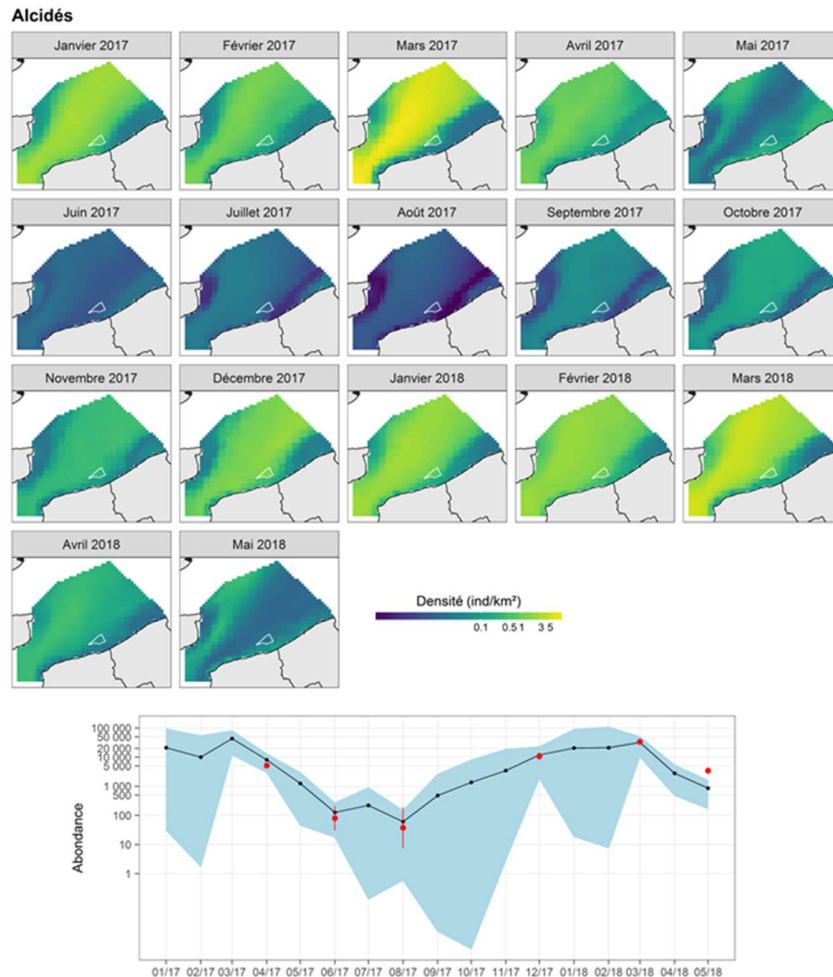
**Figure 8. Densités mensuelles prédites pour le marsouin commun dans le sud de la mer du Nord entre janvier 2017 et mai 2018 (haut) et abondances mensuelles estimées (nombre d'individus ; bas).** La zone de projet de parc éolien est représentée par le polygone blanc sur les cartes de prédictions. La zone bleue sur le graphique des abondances représente l'intervalle de confiance des abondances estimées. Les points rouges représentent les abondances estimées par la méthode de *Distance sampling* avec les intervalles de confiance associés. L'échelle des ordonnées est une échelle logarithmique.

### 3.2.2. Alcidés

Comme pour les marsouins, les corrélations statistiques pour les alcidés varient peu entre les mois échantillonnés. On trouve ces espèces à la fois pour des concentrations en chlorophylle basses et élevées, des distances aux colonies élevées et des températures assez basses autour de 10°C (Annexe 6, Figure A6.2).

Les alcidés sont essentiellement présents entre octobre et mai (densité > 1 individu/km<sup>2</sup>) et quasiment absents en été (densité < 0.1 individu/km<sup>2</sup> ; Figure 9). Ils sont distribués de manière homogène, excepté au nord-ouest de

la zone d'étude (près des côtes anglaises), où ils sont très peu présents, et près des côtes belges où ils ne sont présents qu'entre mai et octobre. Les abondances estimées sont maximales en mars avec un nombre d'individus supérieur à 40 000 (IC [12 000 – 81 200]) et minimales en août avec seulement 60 individus (IC [1 – 150]) estimés. Pour l'ensemble des mois, la zone de projet de parc se situe dans la zone de distribution des alcidés bien qu'ils soient très peu présents en été.

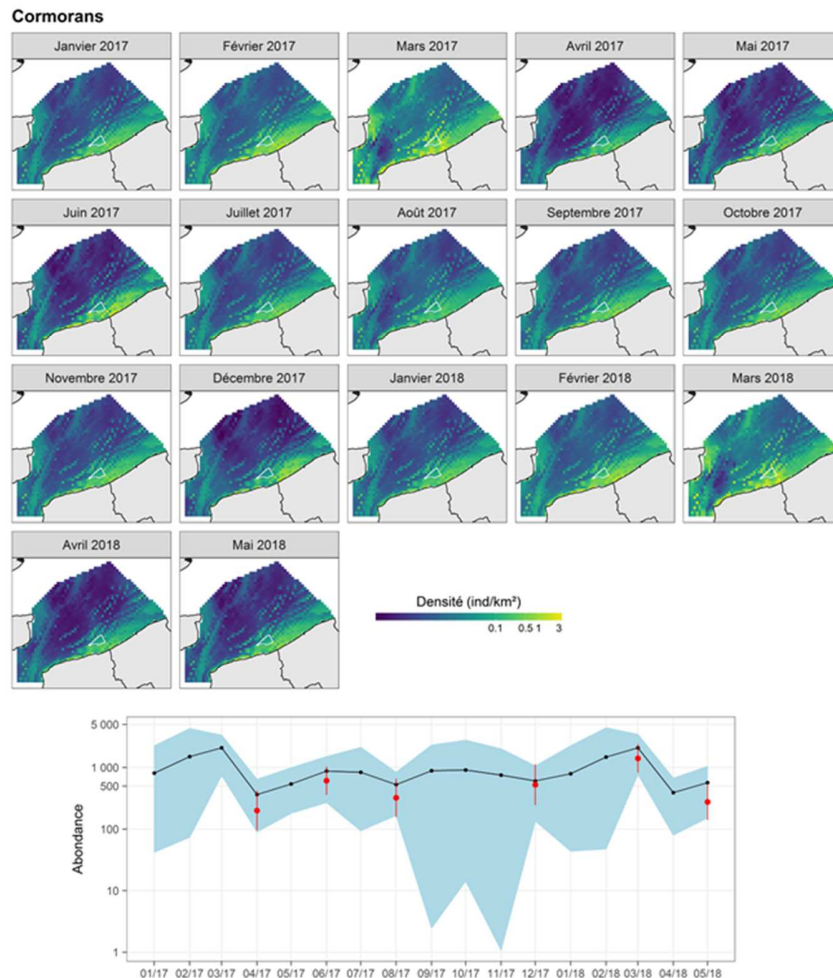


**Figure 9. Densités mensuelles prédites pour les alcidés dans le sud de la mer du Nord entre janvier 2017 et mai 2018 (haut) et abondances mensuelles estimées (nombre d'individus ; bas).** La zone de projet de parc éolien est représentée par le polygone blanc sur les cartes de prédictions. La zone bleue sur le graphique des abondances représente l'intervalle de confiance des abondances estimées. Les points rouges représentent les abondances estimées par la méthode de *Distance sampling* avec les intervalles de confiance associés. L'échelle des ordonnées est une échelle logarithmique.

### 3.2.3. Cormorans

A l'exception du mois d'août durant lequel les plus fortes densités de cormorans sont obtenues dans des eaux avec des courants assez importants, les densités de cormorans les plus élevées sont obtenues pour des courants associés à des vitesses faibles (< 1 m/s), des eaux peu profondes (< 20 m) et de grandes distances aux parcs éoliens existants (≈ 50 km ; Annexe 6, Figure A6.3).

Les cormorans apparaissent comme très côtiers et sont essentiellement retrouvés le long des côtes françaises et belges (Figure 10). Leur distribution varie très peu tout au long de l'année mais ils sont toutefois plus abondants en mars ( $\approx 2\,000$  individus ; IC [750 – 3 400]) qu'en avril ( $\approx 400$  individus ; IC [90 – 640]). Les densités maximales sont essentiellement prédites dans la zone proche du projet de parc éolien.

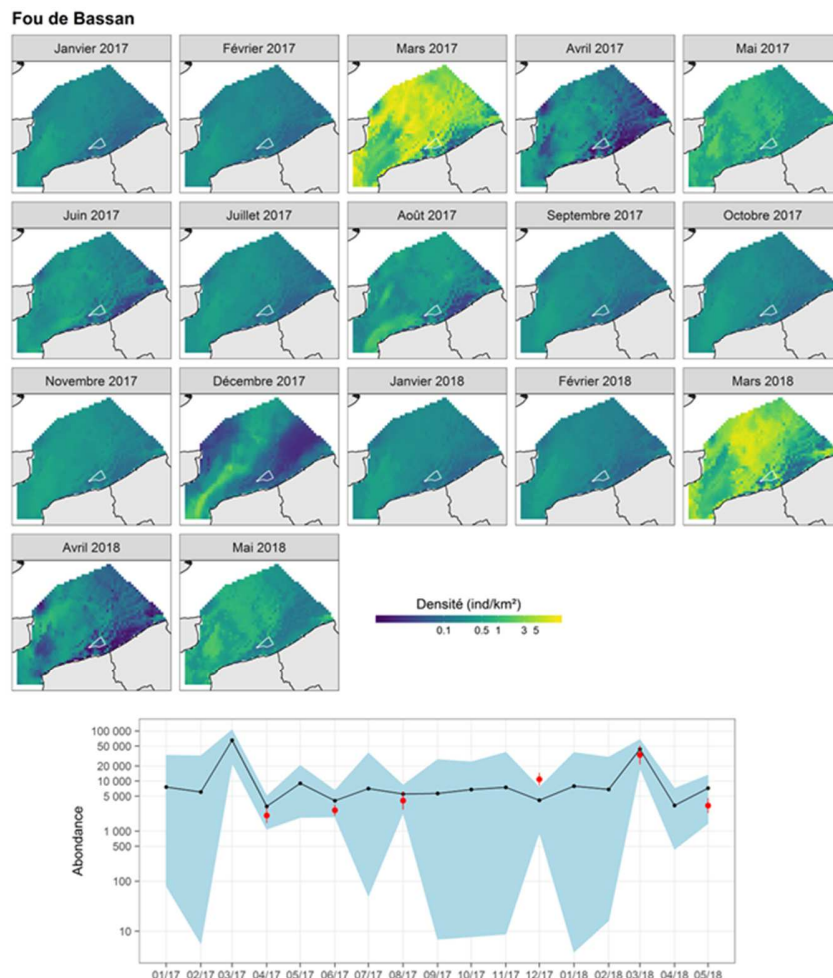


**Figure 10. Densités mensuelles prédites pour les cormorans dans le sud de la mer du Nord entre janvier 2017 et mai 2018 (haut) et abondances mensuelles estimées (nombre d'individus ; bas).** La zone de projet de parc éolien est représentée par le polygone blanc sur les cartes de prédictions. La zone bleue sur le graphique des abondances représente l'intervalle de confiance des abondances estimées. Les points rouges représentent les abondances estimées par la méthode de *Distance sampling* avec les intervalles de confiance associés. L'échelle des ordonnées est une échelle logarithmique.

### 3.2.4. Fou de Bassan

Les densités de fous de Bassan les plus élevées sont obtenues, de manière assez constante, dans les eaux relativement chaudes ( $\approx 14^\circ\text{C}$ ) associées à des gradients de température moyens ( $\approx 0.2\text{-}0.3^\circ\text{C}$ ). En revanche, leur relation avec la vitesse des courants varie, avec des fortes densités obtenues pour des courants élevés au printemps alors que les plus fortes densités sont obtenues pour des courants moyens en hiver et en été (Annexe 6, Figure A6.4).

Les fous de Bassan sont distribués de manière assez homogène dans la zone d'étude tout au long de l'année (Figure 11). Cependant, ils sont essentiellement présents en mars où les abondances estimées atteignent 65 000 individus (IC [23 200 – 105 400]) alors que le reste de l'année les abondances oscillent autour de 8 000 individus. Dans la zone du projet, la densité de fous de Bassan présente des pics aux mois de mars 2017 et 2018, comme sur l'ensemble de la zone d'étude.

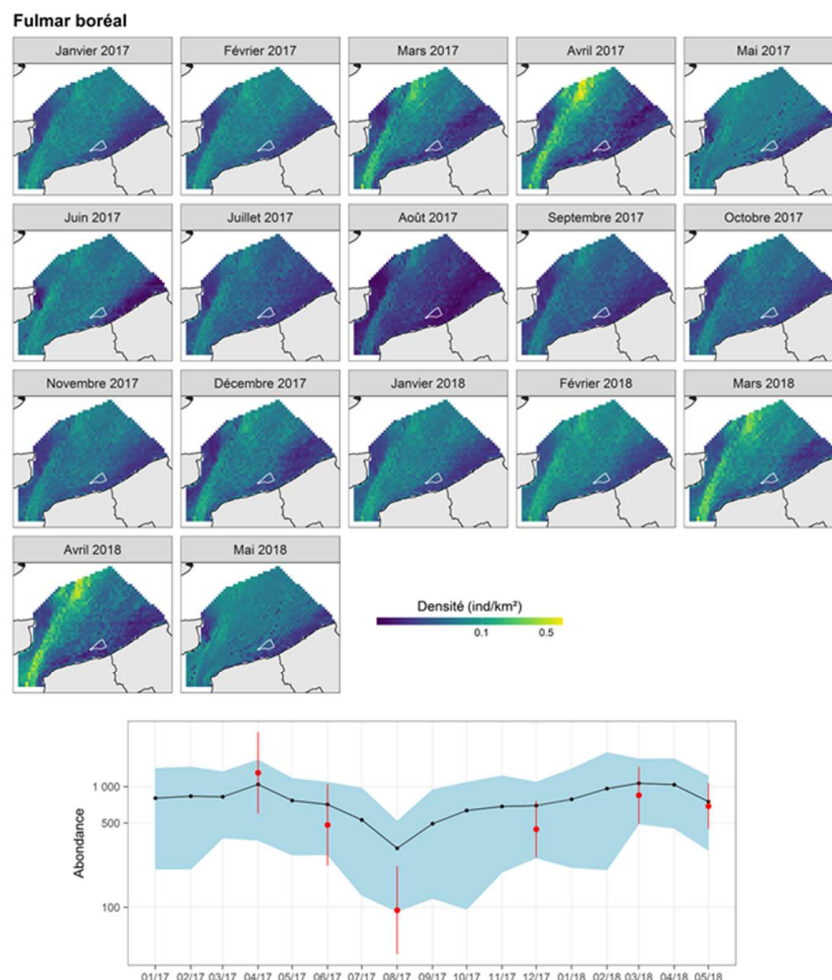


**Figure 11. Densités mensuelles prédites pour le fou de Bassan dans le sud de la mer du Nord entre janvier 2017 et mai 2018 (haut) et abondances mensuelles estimées (nombre d'individus ; bas).** La zone de projet de parc éolien est représentée par le polygone blanc sur les cartes de prédictions. La zone bleue sur le graphique des abondances représente l'intervalle de confiance des abondances estimées. Les points rouges représentent les abondances estimées par la méthode de *Distance sampling* avec les intervalles de confiance associés. L'échelle des ordonnées est une échelle logarithmique.

### 3.2.5. Fulmar boréal

Quel que soit le mois de l'année, les plus fortes densités de fulmars sont associées à des concentrations en chlorophylle faibles ( $< 1 \text{ mg/m}^3$ ), des profondeurs élevées ( $> 40 \text{ m}$ ) et de fortes pentes ( $> 0.4^\circ$  ; Annexe 6, Figure A6.5). Il y a donc peu de variations dans leurs relations avec l'environnement.

Il en résulte que cette espèce est distribuée de manière assez homogène toute l'année (Figure 12). Cependant, on observe que les fortes densités suivent un axe sud-ouest / nord-est qui passe au travers du Détroit du Pas-de-Calais, notamment au printemps (mars-avril). De manière générale, les abondances sont assez faibles dans la zone d'étude, elles atteignent leur maximum en avril avec 1 000 individus (IC [360 – 1 700]) estimés et leur minimum en août avec 300 individus (IC [90 – 520]) estimés. La zone de projet de parc se situe à la marge de la zone de distribution des fulmars.



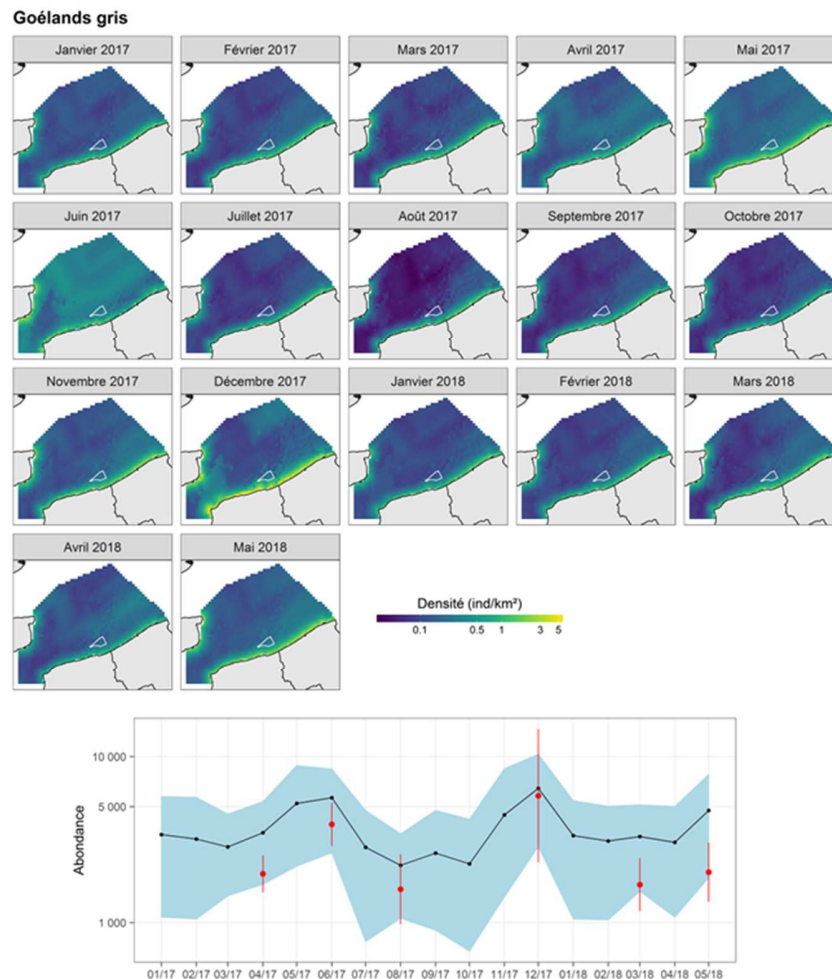
**Figure 12. Densités mensuelles prédites pour le fulmar boréal dans le sud de la mer du Nord entre janvier 2017 et mai 2018 (haut) et abondances mensuelles estimées (nombre d'individus ; bas).** La zone de projet de parc éolien est représentée par le polygone blanc sur les cartes de prédictions. La zone bleue sur le graphique des abondances représente l'intervalle de confiance des abondances estimées. Les points rouges représentent les abondances estimées par la méthode de *Distance sampling* avec les intervalles de confiance associés. L'échelle des ordonnées est une échelle logarithmique.

### 3.2.6. Goélands gris

Les goélands gris sont nettement liés à la côte puisqu'ils sont quasiment absents au-delà d'une distance de 15 km à la côte. De plus, ils montrent une préférence constante pour les eaux moyennement chaudes ( $\approx 12\text{ }^{\circ}\text{C}$ ) avec de faibles vitesses de courants ( $\approx 1\text{ m/s}$  ; Annexe 6, Figure A6.6).



Ceci se traduit par une distribution des individus essentiellement côtière à l'exception du mois de juin durant lequel ils semblent se distribuer un peu plus au large (Figure 13). De ce fait, les animaux sont présents dans la zone de projet de parc mais dans des densités assez faibles, la zone d'implantation potentielle des éoliennes se situe entre 9 et 17 km de la côte. Même si la distribution varie peu au cours de l'année, les abondances varient quant à elles. Elles sont maximales en mai-juin et novembre-décembre avec 6 000 individus (IC [2 000 – 9 000]) estimés et minimales entre juillet et octobre avec 2 500 individus (IC [700 – 4 300]) estimés.



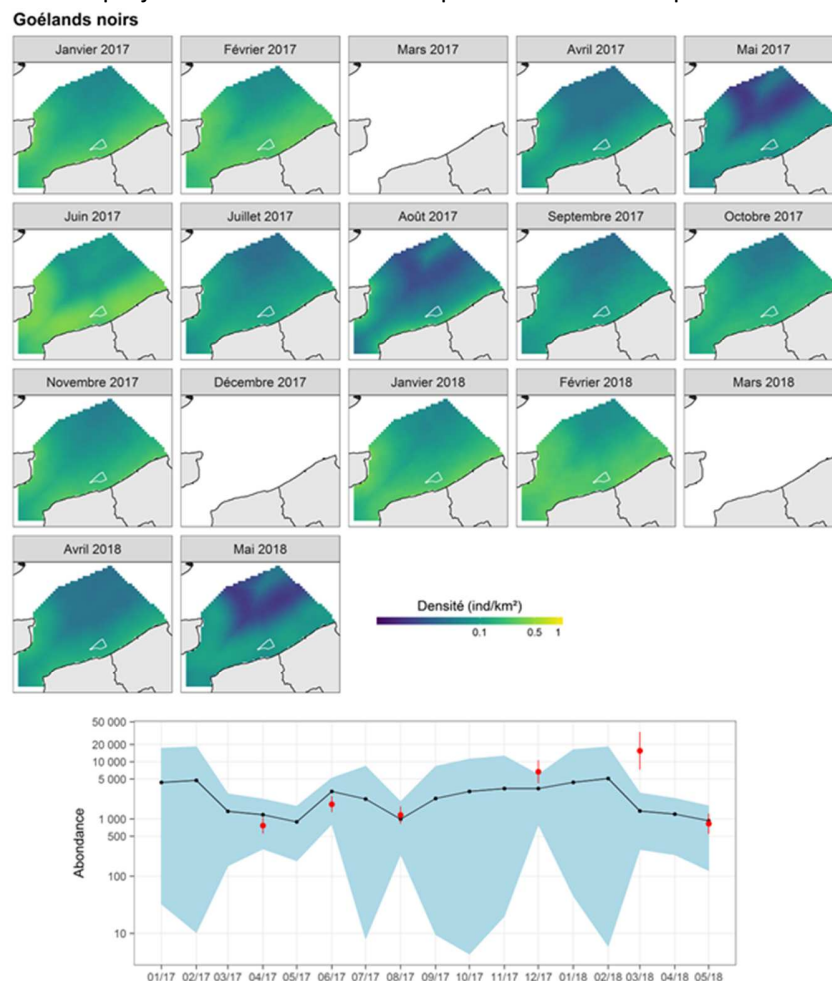
**Figure 13. Densités mensuelles prédites pour les goélands gris dans le sud de la mer du Nord entre janvier 2017 et mai 2018 (haut) et abondances mensuelles estimées (nombre d'individus ; bas).** La zone de projet de parc éolien est représentée par le polygone blanc sur les cartes de prédictions. La zone bleue sur le graphique des abondances représente l'intervalle de confiance des abondances estimées. Les points rouges représentent les abondances estimées par la méthode de *Distance sampling* avec les intervalles de confiance associés. L'échelle des ordonnées est une échelle logarithmique.

### 3.2.7. Goélands noirs

Durant tous les mois échantillonnés, à l'exception du mois d'août, les densités les plus importantes de goélands noirs sont obtenues pour des faibles distances aux colonies et à la côte, ce qui montre le lien étroit qu'ont les goélands noirs avec la côte. En août en revanche, ils semblent s'éloigner de la côte et de leurs colonies puisque les densités les plus élevées sont obtenues pour des distances entre 30 et 40 km de la côte et des colonies. De

plus, la variable distance aux parcs éoliens existants est sélectionnée mais les goélands noirs semblent être assez peu influencés par la présence de ces parcs car la relation est quasiment plate (Annexe 6, Figure A6.7).

Les cartes de prédictions montrent que les goélands noirs sont essentiellement présents le long des côtes mais les densités restent assez faibles ( $< 1$  individu/km<sup>2</sup> ; Figure 14). Les distributions en mars et décembre étaient très différentes de celle des autres mois et représentaient probablement un artéfact du modèle, elles n'ont donc pas été représentées dans la figure. Les abondances les plus faibles ( $\approx 900$  individus ; IC [190 – 1 700]) sont estimées en mai et septembre alors que les plus élevées (5 000 individus ; IC [10 – 18 300]) sont estimées en février. De manière générale, la zone du projet se situe au niveau des plus fortes densités prédites.

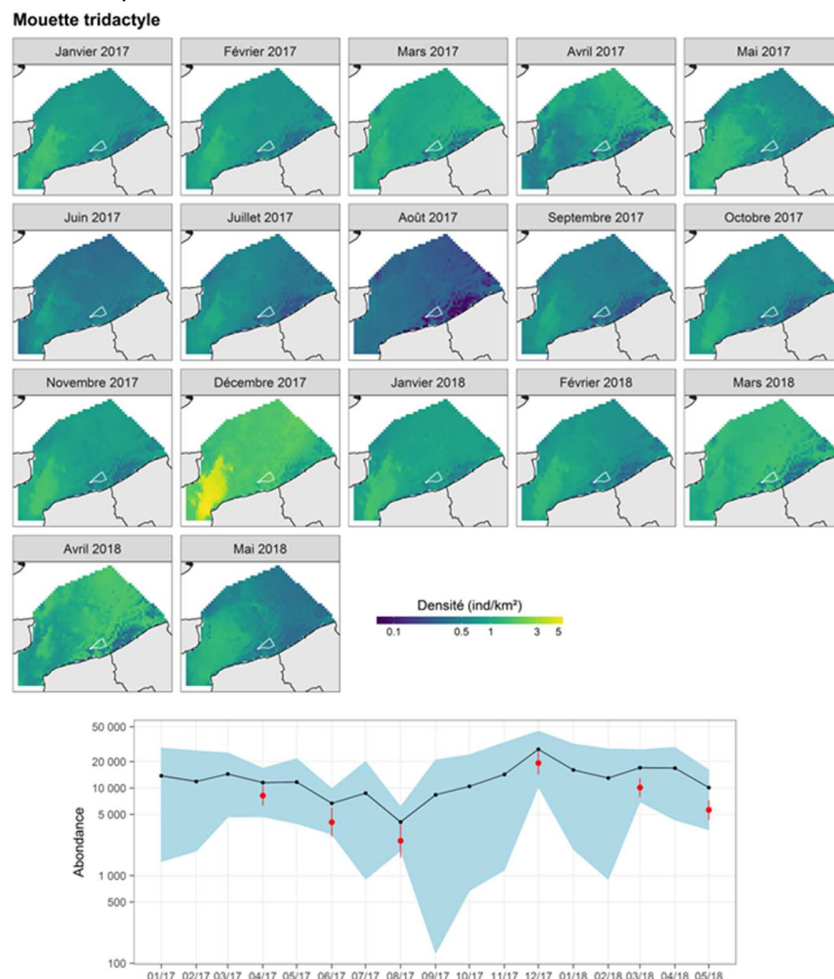


**Figure 14. Densités mensuelles prédites pour les goélands noirs dans le sud de la mer du Nord entre janvier 2017 et mai 2018 (haut) et abondances mensuelles estimées (nombre d'individus ; bas).** La zone de projet de parc éolien est représentée par le polygone blanc sur les cartes de prédictions. La zone bleue sur le graphique des abondances représente l'intervalle de confiance des abondances estimées. Les points rouges représentent les abondances estimées par la méthode de *Distance sampling* avec les intervalles de confiance associés. L'échelle des ordonnées est une échelle logarithmique.

### 3.2.8. Mouette tridactyle

Les densités les plus élevées de mouettes tridactyles sont obtenues dans les eaux soumises aux mouvements tidaux (anomalie de hauteur d'eau > 0.1 m) dont la vitesse des courants est élevée (> 2 m/s) mais sans préférence notable pour une gamme de température (Annexe 6, Figure A6.8).

La mouette tridactyle est présente dans toute la zone d'étude, mais des changements de distribution avec un déplacement entre l'est et l'ouest sont constatés (Figure 15). En automne et hiver, elle est plus présente à l'ouest de la zone d'étude et se déplace progressivement vers l'Est au printemps pour finalement se distribuer de manière homogène dans toute la zone d'étude en été. C'est d'ailleurs en août que les abondances estimées sont les plus faibles ( $\approx 4\,000$  individus ; IC [1 900 – 6 100]) alors que les abondances les plus élevées sont estimées en décembre ( $\approx 28\,000$  individus ; IC [10 300 – 44 600]). La mouette tridactyle est présente toute l'année dans la zone du projet de parc avec des densités comprises entre 1 et 3 individus/km<sup>2</sup>.



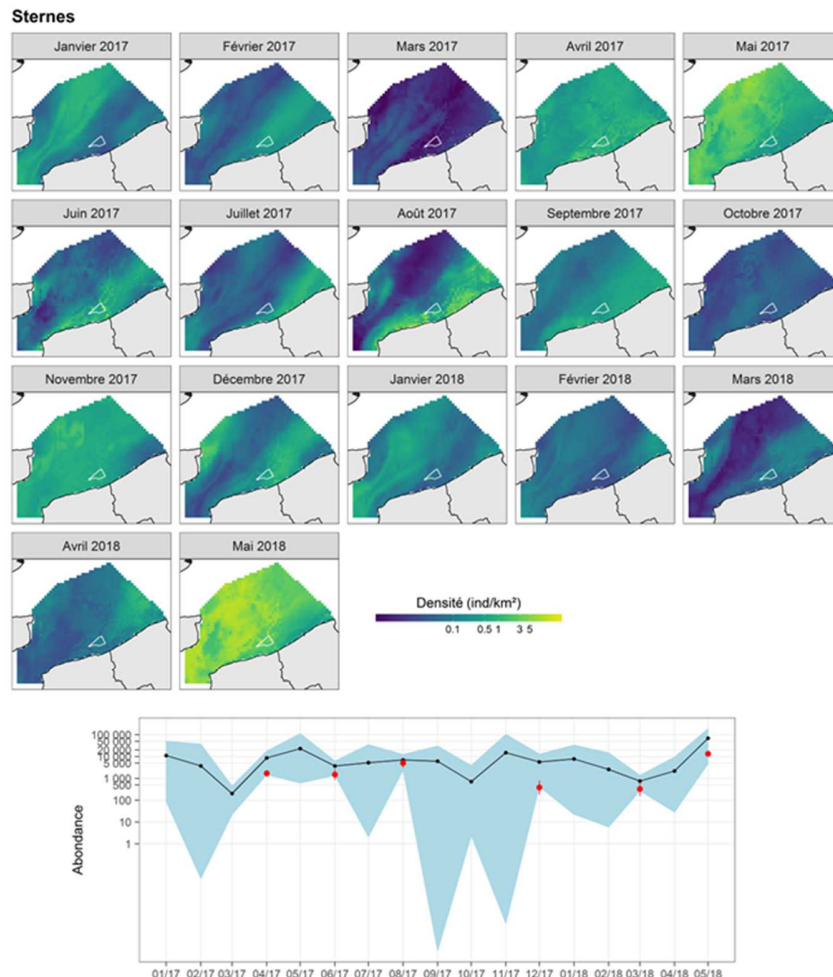
**Figure 15. Densités mensuelles prédites pour la mouette tridactyle dans le sud de la mer du Nord entre janvier 2017 et mai 2018 (haut) et abondances mensuelles estimées (nombre d'individus ; bas).** La zone de projet de parc éolien est représentée par le polygone blanc sur les cartes de prédictions. La zone bleue sur le graphique des abondances représente l'intervalle de confiance des abondances estimées. Les points rouges représentent les abondances estimées par la méthode de *Distance sampling* avec les intervalles de confiance associés. L'échelle des ordonnées est une échelle logarithmique.



### 3.2.9. Sternes

Les densités les plus élevées de sternes sont obtenues pour des vitesses de courant assez élevées ( $\approx 1,5$  m/s), des gradients de température assez faibles ( $0,15$  °C) et deux gammes de température,  $10$  et  $15$ °C (Annexe 6, Figure A6.9).

La distribution des sternes est très variable, en été elles se trouvent plutôt près des côtes, en automne et hiver elles sont plutôt au large et au printemps on les retrouve dans toute la zone d'étude avec des densités plus élevées (Figure 16). Elles sont beaucoup moins abondantes en mars avec des abondances estimées à 200 individus (IC [20 – 440]) alors qu'en mai, les abondances atteignent presque 70 000 individus (IC [4 770 – 186 900]). Au printemps, en été et en hiver, les sternes sont très présentes dans la zone du projet de parc alors qu'en automne, les densités y sont plus faibles.



**Figure 16. Densités mensuelles prédites pour les sternes dans le sud de la mer du Nord entre janvier 2017 et mai 2018 (haut) et abondances mensuelles estimées (nombre d'individus ; bas).** La zone de projet de parc éolien est représentée par le polygone blanc sur les cartes de prédictions. La zone bleue sur le graphique des abondances représente l'intervalle de confiance des abondances estimées. Les points rouges représentent les abondances estimées par la méthode de *Distance sampling* avec les intervalles de confiance associés. L'échelle des ordonnées est une échelle logarithmique.

## 4. SYNTHÈSE ET DISCUSSION

---

### 4.1. Bilan de la campagne LEDKOA

#### 4.1.1. Une contribution significative

La contribution de la campagne LEDKOA est double. D'une part, cette campagne contribue à l'état initial avant la mise en place du projet de parc éolien en réalisant un recensement de la mégafaune marine au large de Dunkerque. En effet, en complément des campagnes LEDKON et LEDKAP ; une étude à large échelle permet une meilleure interprétation de l'écologie des espèces étudiées. D'autre part, elle représente une avancée importante dans la connaissance de la distribution des mammifères et oiseaux marins dans le sud de la mer du Nord. En effet, il est rare de pouvoir réaliser un suivi aussi régulier de la mégafaune marine au large ; cette campagne vient ainsi compléter les suivis préexistants, réalisés à terre, qui renseignent la distribution des espèces à la côte. Grâce à cette campagne, il a été possible de suivre durant toute une année, à raison d'un survol tous les 2 à 3 mois (bien que les mois de septembre à novembre restent non échantillonnés), la distribution de certaines espèces dans le sud de la mer du Nord et ainsi prédire leur distribution mensuelle et mieux identifier les paramètres environnementaux qui influencent la distribution de ces espèces.

Dans le cadre de la mise en place d'un parc éolien, ou toute autre activité humaine pouvant impacter ces espèces, il est important de bien connaître leur distribution saisonnière, si possible à la résolution mensuelle afin d'être en mesure de limiter les impacts potentiels de ces activités (Vallejo et al., 2018). En cela, la campagne LEDKOA s'est montrée pertinente car elle a permis de mettre en évidence les changements de distribution et d'abondance au cours de l'année de suivi. De plus, la plateforme aérienne permet de détecter les espèces cryptiques (*i.e.* au comportement discret en surface) comme les marsouins, mais également de réaliser un recensement à une échelle assez large, pertinente pour l'étude des espèces mobiles telles que le marsouin commun ou le fou de Bassan.

Le protocole d'observation utilisé lors de la campagne LEDKOA est un protocole standardisé issu des campagnes SAMM et REMMOA (Pettex et al., 2017 ; Laran et al., 2017) qui permet de comparer les résultats obtenus aux résultats des campagnes SAMM et SAMM-Manche Est (cf. paragraphe 4.2) et ainsi mettre en évidence d'éventuels changements dans la distribution des espèces au cours des années.

Pour finir, cette étude a permis de collecter un jeu de données conséquent permettant de réaliser, de manière robuste et pour les principaux groupes d'espèces, des modèles d'habitat nécessitant un grand nombre de données. En effet, toutes sessions confondues, plus de 1 100 observations de marsouins, 1 200 d'alcidés, 130 de cormorans, 1 400 de fous de Bassan, 180 de fulmars, 600 de goélands gris, 500 de goélands noirs, 1 600 de mouettes tridactyles et 600 de sternes ont été récoltées.

#### 4.1.2. Les limites de la campagne

Les survols doivent être effectués en conditions météorologiques calmes (vent inférieur ou égal à 3 Beaufort), si bien que les distributions des animaux en mer obtenues pourraient ne pas être représentatives des conditions

plus agitées. Cet échantillonnage temporel, qui concerne également les observations par bateau, est suspecté d'introduire un biais conséquent pour certaines espèces d'oiseaux qui profitent des vents forts pour aller se nourrir au large (comm. pers. N. Legroux, GON). L'intégration d'une variable représentant le vent dans la modélisation d'habitat pourrait aider à atténuer ce biais mais le choix de l'échelle pertinente pour cette variable pose de nouvelles questions méthodologiques.

Bien que les survols aient été effectués en sélectionnant les meilleures conditions d'observation possibles, la principale limite des campagnes aériennes est la difficulté de détection et d'identification de certaines espèces, notamment pour les oiseaux marins (Dean et al., 2003, Camphuysen et al., 2004). En effet, la vitesse de l'avion combinée à la faible altitude génère une fenêtre temporelle d'observation courte et induit des biais sur la détection. Ainsi, des observations peuvent être manquées, les effectifs sous-estimés et l'identification être moins précise. De plus, pour beaucoup d'oiseaux marins des groupes morphologiques sont utilisés (e.g. goélands noirs, sternes...). Ces groupes rassemblent des espèces morphologiquement similaires mais qui ne présentent pas toujours des caractéristiques écologiques semblables. Ces regroupements d'espèces peuvent entraîner des difficultés dans la caractérisation de leur habitat car les relations avec les paramètres environnementaux peuvent différer entre les espèces. C'est notamment le cas pour le groupe des goélands noirs qui rassemble le goéland brun et le goéland marin, ainsi que pour le groupe des mouettes tridactyles, qui rassemble en réalité la mouette tridactyle et les mouettes indéterminées, ces dernières pouvant contenir également des mouettes mélanocéphales et rieuses. Au vu de la distribution des observations (les mouettes tridactyles se trouvent essentiellement au large tandis que les mouettes rieuses et mélanocéphales sont exclusivement côtières), les mouettes tridactyles constitueraient plus de 90 % des observations de mouettes indéterminées. Le biais engendré par le regroupement des mouettes indéterminées et de la mouette tridactyle serait donc négligeable. Pour limiter ces problèmes d'identification, une des solutions envisageables pourrait être le recours à l'enregistrement photo ou vidéo à haute définition (Johnston et al., 2014). Une autre solution consiste à combiner les observations aériennes avec des observations nautiques, si elles se recoupent sur une même zone, car l'identification des espèces d'oiseaux est plus aisée à partir d'un navire (cf. Chapitre de conclusion).

Pour les marsouins, les limites de détection sont prises en compte dans la méthode de *Distance sampling* (détermination des largeurs effectives de détection ; Buckland et al., 2001). En revanche pour les oiseaux, la collecte des données par la méthode de *strip transect* (avec une seule bande de 200 m), ne permet pas d'intégrer de fonction de détection et fait l'hypothèse d'une détection uniforme de toutes les espèces dans cette bande. En pratique, il est évident que certaines espèces d'oiseaux comme les alcidés sont plus difficilement détectables à cause de leur taille, de leur coloration et de leur comportement (souvent posés sur l'eau). Il en résulte que les effectifs sont probablement sous-estimés. Toutefois, le choix de la méthode de *strip transect* utilisée pour les oiseaux est un compromis nécessaire pour réaliser un protocole multi-cibles (mammifères marins, oiseaux marins, grands poissons pélagiques, déchets...) et cette méthode permet néanmoins de modéliser la distribution des groupes d'oiseaux ciblés.

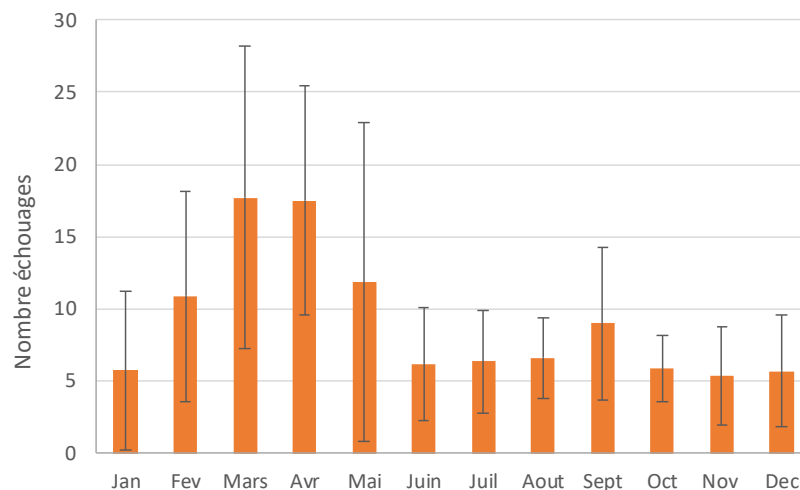
#### 4.2. Distributions mensuelles et habitats préférentiels

Cette partie constitue une synthèse des résultats obtenus pour chacun des principaux groupes d'espèces. En effet, les données collectées lors de la campagne LEDKOA ont permis d'estimer la taille des populations des espèces

présentes dans la zone d'étude mais également leurs distributions mensuelles. Pour comparaison, les densités prédites par les modèles d'habitat réalisés à partir des données de campagnes SAMM et SAMM-Manche Est sont disponibles en Annexe 8. Une comparaison qualitative avec les résultats de ces campagnes à plus grande échelle est incluse dans les paragraphes suivants.

#### 4.2.1. Espèces avec de fortes variations mensuelles

**Marsouin commun.** La campagne LEDKOA a permis de mettre en évidence une présence continue des marsouins dans la zone d'étude. Ils sont répartis de manière assez homogène au large mais absents de la bande côtière, où les concentrations en chlorophylle sont les plus élevées (cf. Annexe 2), sauf au printemps où leur distribution apparaît comme plus côtière. Les marsouins semblent préférer les eaux fraîches (12-13°C), ils sont donc moins abondants en été. En effet, ils effectuent probablement une migration vers le centre et le nord de la mer du Nord comme cela a été montré en mer Baltique par Benke et ses collègues (2014), car la zone devient moins favorable en été et en automne (McClellan et al., 2014). Les résultats de la campagne LEDKOA confirment ceux de la campagne SAMM qui a eu lieu en hiver 2011-2012 et été 2012 (Lambert et al., 2017) dans lesquels les densités prédites de marsouins étaient plus faibles en été qu'en hiver et ceux de la campagne SAMM-Manche Est qui a eu lieu en hiver 2014 (Ricart et al., 2014). Cependant grâce à cette campagne, il a été mis en évidence que les densités maximales sont prédites au printemps, ce qui complète les résultats précédemment obtenus et corrobore les résultats de Haelters et al. (2011) et Degraer et al. (2012). Ces résultats sont confortés par le suivi des échouages réalisés dans la zone qui révèle une saisonnalité des échouages centrée sur les mois de mars et avril (Figure 17 ; Peltier et al., 2013; source Réseau National Echouages).



**Figure 17. Nombre moyen d'échouages de marsouin commun enregistré par mois sur les côtes des départements du Nord et du Pas de Calais entre 2010 et 2016** (Source : RNE et Observatoire Pelagis).

**Alcidés.** Les alcidés privilégient les eaux froides (environ 10°C) et peu profondes, notamment à l'embouchure des fleuves ou dans les baies où les concentrations en chlorophylle sont les plus élevées. Les animaux quittent progressivement la zone d'étude à partir du mois de mai pour revenir à partir du mois d'octobre. Par conséquent, ils sont quasiment absents de la zone d'étude en été. En effet, ce sont des animaux migrateurs qui hivernent près

de nos côtes mais qui nichent principalement dans le nord de l'Europe (Heath et al., 2000 ; Fort et al., 2013). Les résultats obtenus corroborent les résultats de la campagne SAMM (Lambert et al., 2017) mais révèlent que les alcidés sont présents en plus grande quantité durant le mois de mars puis que les effectifs diminuent fortement, ce qui n'avait pas pu être observé précédemment. Effectivement, ce modèle ne concorde pas avec les prédictions sur l'hiver 2014 (période de la campagne SAMM-Manche Est ; Ricart et al., 2014) dans lesquels les alcidés étaient prédits beaucoup plus proches des côtes.

**Fou de Bassan.** Les fous de Bassan sont présents toute l'année dans la zone d'étude. Les plus fortes abondances sont estimées au début du printemps, qui correspond à la période pré-nuptiale durant laquelle de nombreux individus traversent le Déroit du Pas-de-Calais (Fort et al., 2012). Les individus observés entre avril et septembre sont probablement des immatures car les individus matures se reproduisent en dehors de la zone d'étude, en Grande-Bretagne, Ecosse, Islande, Norvège ou dans l'archipel des Sept-Iles en Manche-Ouest (Fort et al., 2012; Kubetzki et al., 2009). L'espèce utilise des zones de forts courants et de fronts thermiques mais semble tout de même assez flexible dans sa répartition puisque les individus se distribuent de manière assez homogène dans la zone d'étude. Ces résultats corroborent assez bien ceux de Scales et al. (2014), de Ricart et al. (2014) et de Lambert et al. (2017) même si les densités prédites étaient plus importantes en hiver qu'en été dans le cas des campagnes SAMM.

**Fulmar boréal.** La France représente la limite méridionale de l'aire de reproduction du fulmar boréal (Cadiou et al., 2004). Même si leur distribution varie peu au cours de l'année, les fulmars sont 2 à 3 fois plus abondants au printemps et en hiver qu'en été car ils hivernent dans l'Atlantique Nord (Cadiou et al., 2004). Les fulmars se concentrent essentiellement au large au niveau des zones de profondeurs et de pentes plus importantes et de faibles concentrations en chlorophylle, car les maxima de concentrations en chlorophylles sont observés au niveau du panache des fleuves, en zone côtière, où ces oiseaux ne sont généralement pas observés. Ces résultats corroborent les résultats de la campagne SAMM (Lambert et al., 2017) mais on constate ici que les plus fortes densités sont obtenues au printemps, ce qui n'était pas visible en échantillonnant que l'hiver et l'été.

**Mouette tridactyle.** Les densités prédites de mouettes tridactyles montrent une nette variation saisonnière. Les mouettes tridactyles sont présentes en abondance en hiver tandis que les effectifs diminuent en été notamment parce qu'elles semblent préférer les eaux fraîches ; comme cela avait été observé lors de la campagne SAMM (Lambert et al., 2017). Durant les mois d'hiver, elles ont tendance à se concentrer dans le Déroit du Pas-de-Calais où les courants sont les plus intenses, ce qui confirme les résultats de la campagne SAMM-Manche Est (Ricart et al., 2014). En effet, de forts courants entraînent une concentration en surface du necton et rendent donc les proies des mouettes plus accessibles (Hunt et al. 1990 ; Drew et al., 2013). De janvier à juin, les mouettes tridactyles se concentrent autour des colonies puis se dispersent plus ou moins loin des colonies, les individus les plus vieux ayant tendance à hiverner près des colonies (Wernham et al., 2002).

**Sternes.** Les sternes sont beaucoup plus abondantes au printemps et en été qu'en hiver, comme cela avait été observé lors des campagnes SAMM (Virgili et al., 2017). En effet, les sternes nichent sur les côtes en été mais migrent généralement vers des latitudes plus basses en hiver (Cadiou et al., 2004). Cependant, contrairement à ce qui avait été observé au cours de SAMM, la distribution des sternes est moins côtière et plus dispersée, surtout au printemps. Les sternes sont associées à des eaux dynamiques avec des courants assez importants et des fronts

thermiques, caractéristiques des eaux au large dans la zone d'étude car ce sont des zones productives où se concentrent les proies (Schwemmer et al., 2009).

#### 4.2.2. Espèces avec des variations mensuelles moins marquées

**Cormorans.** Le cormoran huppé et le grand cormoran nichent tous les deux en Manche et sur la pointe du Finistère (Cadiou et al., 2004). Les distributions prédites englobent les deux espèces. Les cormorans sont associés à des faibles profondeurs et des faibles courants et ont de ce fait une distribution très côtière. En effet, ils sont fortement liés à la côte car ils se nourrissent dans un rayon de 35 km autour de la colonie, ainsi qu'autour des sites de repos pour les non-reproducteurs (Gremillet, 1997). De plus, les cormorans plongent généralement dans des eaux peu profondes (environ 10 m, même s'ils peuvent atteindre 30 à 60 m localement) pour se nourrir de poissons et de crustacés épibenthiques (Lilliendahl & Solmundsson, 2006), ce qui les restreint également près des côtes. La distribution et les effectifs des cormorans varient peu au cours de l'année, ce qui avait été observé lors de la campagne SAMM en été et en hiver (Virgili et al., 2017).

**Goélands gris.** Les goélands gris (goéland argenté et leucophé) sont présents toute l'année dans la zone d'étude avec des effectifs stables et une distribution très côtière, comme ce qui avait été observé lors de la campagne SAMM (Virgili et al., 2017). En effet, les goélands gris sont physiquement liés à la côte, en été les nicheurs retournent régulièrement sur les colonies pour l'incubation des œufs et les soins aux poussins et en hiver ils utilisent abondamment les bancs de sable et les plages comme sites de repos (Cadiou et al., 2004).

**Goélands noirs.** Comme les goélands gris, la distribution et les effectifs des goélands noirs (goéland brun et marin) varient peu au cours de l'année et sont conformes aux résultats de la campagne SAMM (Virgili et al., 2017). Les animaux sont restreints à une bande côtière, qui est toutefois plus étendue vers le large que pour les goélands gris. Les goélands noirs retournent également régulièrement sur la côte pour se reposer ou s'occuper de leur progéniture, ce qui explique leur distribution très côtière (Cadiou et al., 2004).

D'une manière générale, il est à noter que le peu de variabilité des effectifs globaux ne signifie pas nécessairement que les animaux sont sédentaires. Toutes ces espèces se dispersent après la période de nidification, mais les arrivées de migrants venant des autres zones de nidification peuvent compenser les départs des oiseaux nichant sur les colonies françaises (Cadiou et al., 2004).

### 4.3. Recommandations pour finaliser l'état initial de la mégafaune marine

#### 4.3.1. Suivi interannuel

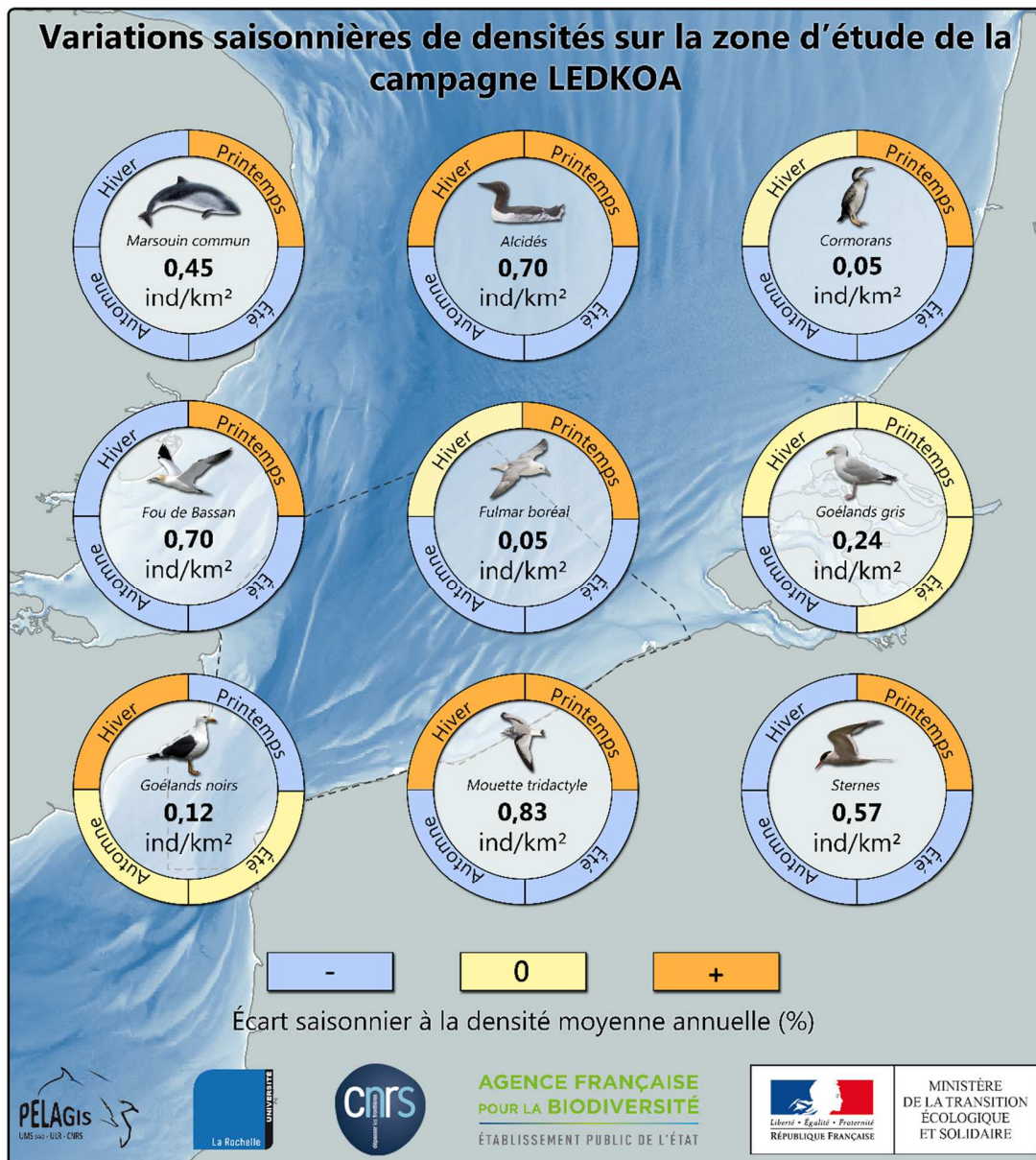
La campagne LEDKOA a représenté une opportunité rare de suivre la distribution au large de la mégafaune marine au cours d'une année. En effet, les suivis aériens à une échelle aussi large ont généralement lieu de manière ponctuelle dans le temps, comme les campagnes SCANS tous les 10 ans (cible le marsouin commun) ou les campagnes SAMM en hiver 2011-2012 et en été 2012 (Pettex et al., 2017) ou SAMM-Manche Est en hiver 2014 (Ricart et al., 2014). D'autres suivis sont effectués depuis des navires (protocole Mégascope sur les campagnes IBTS de l'Ifremer ou dispositif d'observation à bord des liaisons régulières transmanche par exemple) mais ne

disposent pas de plan d'échantillonnage dédié à la mégafaune marine. Des suivis sont aussi réalisés depuis la côte (suivi des migrations d'oiseaux, échouages ; Peltier et al., 2013), ce qui ne permet pas d'étudier la distribution au large des espèces. Dans la partie précédente (4.2.), les résultats de la campagne LEDKOA ont été comparés à ceux des campagnes SAMM et SAMM-Manche Est pour mettre en évidence d'éventuels changements interannuels dans la distribution des espèces. Les résultats sont souvent similaires entre les campagnes, surtout avec la campagne SAMM qui cumulait beaucoup plus d'effort et d'observations que la campagne SAMM-Manche Est. Toutefois, la campagne LEDKOA a permis de compléter les connaissances acquises lors des précédentes campagnes, notamment spatialement avec une extension vers l'Est de la zone couverte. Toutefois, d'un point de vue opérationnel, il n'a pas été possible de réaliser de survols entre les mois de septembre et novembre et les autres campagnes réalisées ne permettent pas de compléter le manque d'échantillonnage durant ces trois mois. Un ré-échantillonnage durant ces mois serait donc nécessaire pour compléter l'état initial. De plus, un suivi régulier constitue un préalable pour assurer la conservation des espèces (Nichols & Williams, 2006 ; Lindenmayer & Likens, 2010), car il permet d'établir un socle de connaissances sur les espèces présentes dans une zone de projet de parc (Yoccoz et al., 2001) et de détecter d'éventuels changements de distribution ou d'abondance des espèces suivies (Authier et al., 2017). L'analyse des données de suivi sur une période suffisamment longue doit ensuite permettre de déterminer si ces changements sont imputables au projet, à d'autres activités humaines ou à la variabilité de l'environnement naturel.

#### 4.3.2. Variabilité saisonnière

La campagne LEDKOA a permis d'établir un état initial de la distribution des espèces présentes dans la zone d'étude de la campagne LEDKOA. Par conséquent, il a été possible d'estimer leur densité et de prédire mensuellement leur distribution au sein de cette zone. D'une manière générale, toutes les espèces étudiées sont présentes dans la zone d'étude durant au minimum une saison, mais les effectifs de certaines d'entre elles fluctuent selon les mois considérés (Figure 18). Les cormorans, les goélands gris et les goélands noirs sont présents toute l'année dans la zone d'étude avec de faibles variations de leurs densités, le marsouin commun, le fou de Bassan, le fulmar boréal et les sternes sont plus présents au printemps et les densités d'alcidés et de mouettes tridactyles sont plus faibles en été et en automne.





**Figure 18. Variations saisonnières de la densité prédite pour chaque groupe d'espèces dans la zone d'étude de la campagne LEDKOA.** Les densités saisonnières (moyennées à partir des densités mensuelles) au printemps, en été, en automne et en hiver sont comparées à la densité moyenne annuelle estimée et indiquée au centre des cercles. La couleur beige indique que la densité de la saison est équivalente à la densité moyenne annuelle, la couleur orange indique que la densité de la saison est supérieure à la densité moyenne annuelle et la couleur bleue indique que la densité de la saison est inférieure à la densité moyenne annuelle.



## 5. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

---

La mise en place d'un projet de parc éolien passe par une phase de levée des risques afin de mieux comprendre l'écosystème dans lequel les services de l'Etat et/ou développeurs souhaitent implanter le parc mais également d'établir d'un état initial de la biodiversité présente dans la zone d'étude. L'objectif de la campagne LEDKOA était de contribuer à l'établissement de cet état initial en réalisant un suivi aérien régulier de la mégafaune marine et une étude de la distribution des espèces dans la zone autour du projet de parc éolien.

Bien que plusieurs espèces de mammifères marins aient été observées dans la zone d'étude, les analyses ont été effectuées uniquement sur le marsouin commun car il représentait plus de 90 % des observations. En ce qui concerne les oiseaux marins, une vingtaine de taxa a été observée mais les analyses ont pu être réalisées uniquement sur huit groupes d'espèces qui présentaient un nombre suffisant de données.

Le principal résultat à retenir de cette étude concerne la variation de distribution et d'abondance observée au cours de l'année pour chacun de ces groupes. L'ensemble des groupes d'espèces étudiés est présent dans la zone d'étude de la campagne LEDKOA toute l'année mais les effectifs varient pour certains d'entre eux. Ainsi, les cormorans, goélands gris et goélands noirs sont présents toute l'année dans la zone d'étude avec de faibles variations de leurs densités, le marsouin commun, le fou de Bassan, le fulmar boréal et les sternes sont plus présents au printemps et les densités d'alcidés et de mouettes tridactyles sont plus faibles en été et en automne.

D'une manière plus générale et dans le contexte global de changement climatique, la distribution des espèces sur le plus long terme peut être amenée à changer. Ainsi continuer l'effort d'acquisition de connaissance permettrait de diminuer l'incertitude autour des résultats mais également de mieux comprendre d'éventuels changements dans la distribution de ces espèces

Pour finir, les résultats des survols réalisés dans le cadre de l'appel d'offres pour un parc éolien au large de Dunkerque doivent être combinés avec les résultats des deux autres campagnes réalisées, par acoustique passive et par observation nautique. La mise en commun des résultats de chacune de ces campagnes permettra de combler certaines lacunes sur les connaissances de la mégafaune dans la zone d'étude (cf. Chapitre de conclusion).

## REFERENCES

---

- Anderson, D.R., & Burnham, K.P. (2002). Avoiding pitfalls when using information-theoretic methods. *The Journal of Wildlife Management* 66(3): 912–918.
- Authier, M., Dorémus, G., Van Canneyt, O., Boubert, J.-J., Gautier, G., Doray, M., Duhamel, E., Massé, J., Petitgas, P., Ridoux V. & Spitz, J. (2017). Exploring change in the relative abundance of marine megafauna in the Bay of Biscay, 2004-2016. *Progress in Oceanography*, 156, 159-167.
- Benke, H., Bräger, S., Dähne, M., Gallus, A., Hansen, S., Honnef, C.G., ... & Narberhaus, I. (2014). Baltic Sea harbour porpoise populations: status and conservation needs derived from recent survey results. *Marine Ecology Progress Series*, 495, 275-290.
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, H.P., Laake, J.L., Borchers, D.L. & Thomas, L. (2001). *Introduction to distance sampling: Estimating abundance of biological populations*. Oxford University Press, Oxford.
- Cadiou, B., Pons, J.-M., Yésou, P. (2004). *Oiseaux marins nicheurs de France métropolitaine: 1960–2000*. Biotope Editions, Mèze, Hérault.
- Carpenter, B., Gelman, A., Hoffman, M.D., Lee, D., Goodrich, B., Betancourt, M., Brubaker, M., Guo, J., Li, P. & Riddell, A. (2017). Stan: A Probabilistic Programming Language *Journal of Statistical Software* 76.
- Camphuysen, C.J., Fox, A.D., Leopold, M.F. & Petersen I.K. (2004). Towards standardised seabirds at sea census techniques in connection with environmental impact assessments for offshore wind farms in the U.K.
- Dean, B.J., Webb, A., McSorley, C.A. & Reid, J.B. (2003). Aerial surveys of UK inshore areas for wintering seaduck, divers and grebes: 2000/01 and 2001/02. *JNCC Report n° 333*.
- Degraer, S., Brabant, R. & Rumes, B. (2012). *Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Heading for an understanding of environmental impacts*. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models, Marine Ecosystem Management Unit: Brussel. 155 + annexes pp.
- Dormann, C.F., Elith, J., Bacher, S., Buchmann, C., Carl, G., Carré, G., ... Münkemüller, T. (2013). Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography* 36(1): 27–46.
- Drew, G. S., Piatt, J. F., & Hill, D. F. (2013). Effects of currents and tides on fine-scale use of marine bird habitats in a Southeast Alaska hotspot. *Marine Ecology Progress Series*, 487, 275-286.
- ESRI, (2016). *ArcGIS - A Complete Integrated System* Environmental Systems Research Institute, Inc., Redlands, California. <<http://esri.com/arcgis>>.
- Fort, J., Pettex, E., Tremblay, Y., Lorentsen, S.-H., Garthe, S., Votier, S., Pons, J.B., Siorat, F., Furness, R.W., Grecian, W.J., Bearhop, S., Montevecchi, W.A. & Grémillet, D. (2012). Meta-population evidence of oriented chain migration in northern gannets (*Morus bassanus*). *Front. Ecol. Environ.* 10, 237–242.
- Fort, J., Steen, H., Strøm, H., Tremblay, Y., Grønningsæter, E., Pettex, E., Porter, W. & Grémillet, D. (2013). Energetic consequences of contrasting winter migratory strategies in a sympatric Arctic seabird duet. *J. Avian Biol.*
- Gelman, A. & Shalizi, C. (2013). Philosophy and the Practice of Bayesian Statistics *British Journal of Mathematical and Statistical Psychology* 66, 8-38.
- Gremillet, D. (1997). Catch per unit effort, foraging efficiency, and parental investment in breeding great cormorants (*Phalacrocorax carbo carbo*). *ICES J. Mar. Sci.* 54, 635–644.

- Guisan, A., & Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology letters*, 8(9), 993-1009.
- Haelters, J., Kerckhof, F., G. Jacques, T., Degraer, S. (2011). The harbour porpoise *Phocoena phocoena* in the Belgian part of the North Sea: Trends in abundance and distribution. *Belgian Journal of Zoology* 141.
- Hastie, T., & Tibshirani, R. (1986). Generalized Additive Models. *Statistical Science* 3: 297–313.
- Heath, M.F., Borggreve, C., Peet, N. (2000). European bird populations : estimates and trends, BirdLife conservation series, 99-2048818-6 ; 10. BirdLife International, Cambridge.
- Hunt, G.L. Jr, Harrison, N.M. & Cooney, R.T. (1990). The influence of hydrographic structure and prey abundance on foraging of least auklets. *Stud Avian Biol* 14: 7–22.
- Johnston, A., Thaxter, C.B., Austin, G.E., Cook, A.S.C.P., Humphreys, E.M., Still, D.A., Mackay, A., Irvine, R., Webb, A. & Burton, N.H.K. (2014). Modelling the abundance and distribution of marine birds accounting for uncertain species identification. *J. Appl. Ecol.*
- Kubetzki, U., Garthe, S., Fifield, D., Mendel, B., & Furness, R. W. (2009). Individual migratory schedules and wintering areas of northern gannets. *Marine Ecology Progress Series*, 391, 257-265.
- Lambert, C., Pettex, E., Dorémus, G., Laran, S., Stéphan, E., Van Canneyt, O. & Ridoux, V. (2017). How does ocean seasonality drive habitat preferences of highly mobile top predators? Part II: The eastern North-Atlantic. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 141, 133-154.
- Laran, S., Authier, M., Van Canneyt, O., Dorémus, G., Watremez, P. & Ridoux, V. (2017). A Comprehensive Survey of Pelagic Megafauna: Their Distribution, Densities, and Taxonomic Richness in the Tropical Southwest Indian Ocean. *Frontiers in Marine Science* 4 (139).
- Legroux, N., Ponchon, A., Poirson, C. & Michel, S. (2017). Synthèse bibliographique sur les oiseaux migrateurs, nicheurs et hivernants dans le détroit du Pas-de-Calais.
- Lilliendahl, K. & Solmundsson, J. (2006). Feeding ecology of sympatric European shags *Phalacrocorax aristotelis* and great cormorants *P. carbo* in Iceland. *Mar. Biol.* 149. pp. 979–990.
- Lindenmayer, D.B., & Likens, G.E. (2010). The science and application of ecological monitoring. *Biological conservation*, 143(6), 1317-1328.
- Mannocci, L., Catalogna, M., Dorémus, G., Laran, S., Lehodey, P., Massart, W., ... & Ridoux, V. (2014). Predicting cetacean and seabird habitats across a productivity gradient in the South Pacific gyre. *Progress in Oceanography* 120: 383–398.
- McClellan, C.M., Brereton, T., Dell'Amico, F., Johns, D.G., Cucknell, A.C., Patrick, S.C., ... & Votier, S.C. (2014). Understanding the distribution of marine megafauna in the English Channel region: identifying key habitats for conservation within the busiest seaway on earth. *PloS one*, 9(2), e89720.
- Miller, D.L. (2017). Distance: Distance Sampling Detection Function and Abundance Estimation. R package version 0.9.7. <https://CRAN.R-project.org/package=Distance>.
- Miller, D.L., Burt, M.L., Rexstad, E.A., & Thomas, L. (2013). Spatial models for distance sampling data: recent developments and future directions. *Methods in Ecology and Evolution*, 4(11), 1001-1010.
- Nichols, J.D., & Williams, B.K. (2006). Monitoring for conservation. *Trends in ecology & evolution*, 21(12), 668-673.
- Peltier, H., Baagøe, H.J., Camphuysen, K.C.J., Czeck, R., Dabin, W., Daniel, P., Deaville, R., Haelters, J., Jauniaux, T., Jensen, L.F., Jepson, P.D., Keijl, G.O., Siebert, U., Van Canneyt, O. & Ridoux, V. (2013). The stranding anomaly as population

indicator: the case of harbour Porpoise *Phocoena phocoena* in North-Western Europe. PLoS One 8, e62180. doi:<http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0062180>.

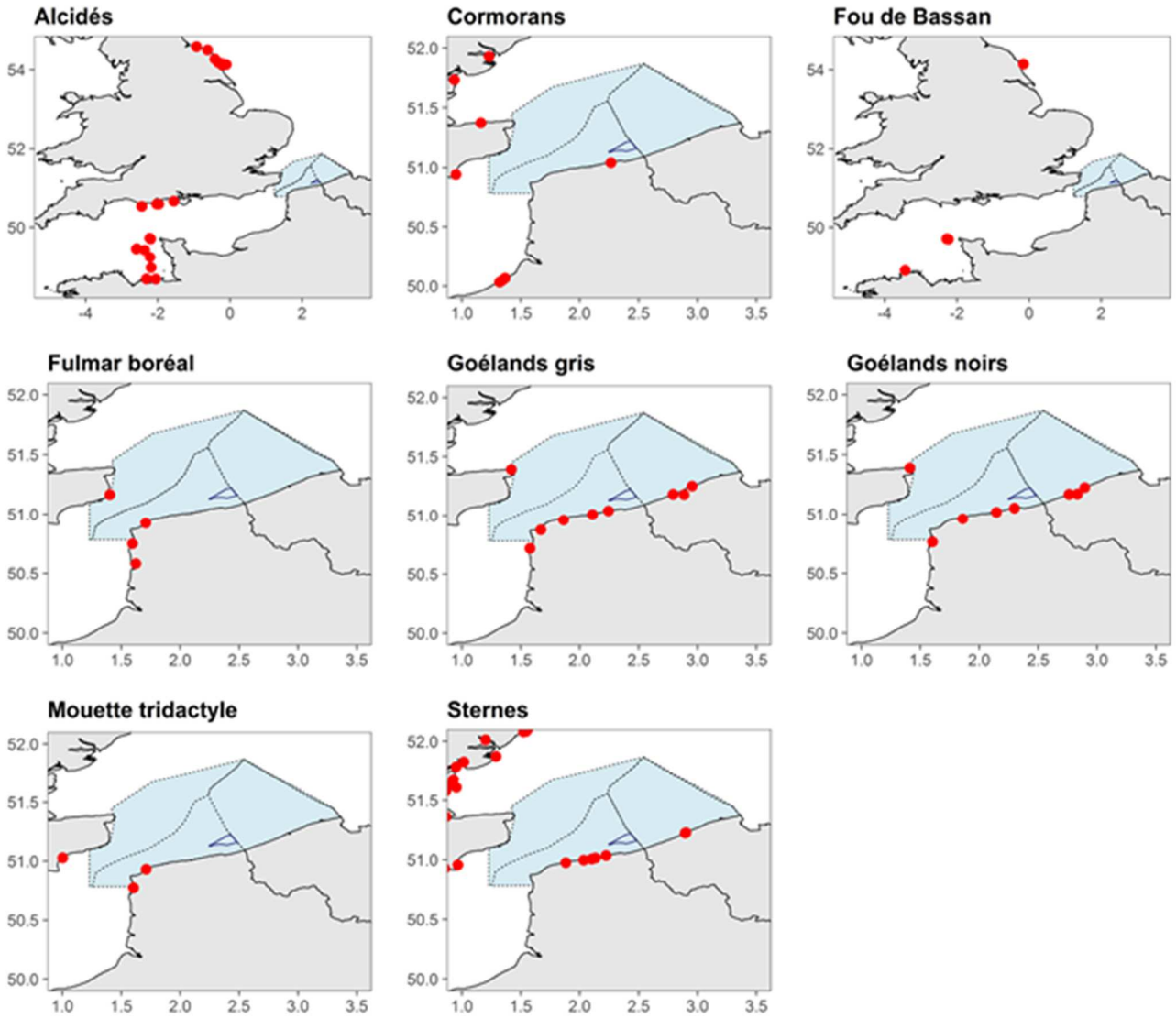
- Pettex, E., Laran, S., Authier, M., Blanck, A., Dorémus, G., Falchetto, H., Lambert, C., Monestiez, P., Stephan, E., Van Canneyt, O. & Ridoux, V. (2017). Using large-scale surveys to investigate seasonal variations in seabird distribution and abundance. Part II: The Bay of Biscay and the English Channel. Deep-Sea Research II: Topical Studies in Oceanography.
- R Core Team. (2018). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Ricart, A., Pettex, E., Dorémus, G., Falchetto, H., Blanck, A. & Ridoux, V. (2014). Suivi Aérien de la Mégafaune Marine en Manche Est. – SAMM-ME, Hiver 2014 – Rapport de campagne – Université de La Rochelle, UMS 3462 – 38p.
- Roberts, J.J., Best, B.D., Dunn, D.C., Tremblay, E.A., & Halpin, P.N. (2010). Marine Geospatial Ecology Tools: An integrated framework for ecological geoprocessing with ArcGIS, Python, R, MATLAB, and C++. Environmental Modelling & Software 25: 1197–1207.
- SAMMOA 1.0.4. Système d'Acquisition des données sur la Mégafaune Marine par Observations Aériennes, logiciel développé par l'UMS 3462 Pelagis et Code Lutin.
- Scales, K.L., Miller, P.I., Embling, C.B., Ingram, S.N., Pirota, E. & Votier, S.C. (2014). Mesoscale fronts as foraging habitats: composite front mapping reveals oceanographic drivers of habitat use for a pelagic seabird. J. R. Soc. Interface 11, 20140679. doi:10.1098/rsif.2014.0679.
- Schwemmer, P., Adler, S., Guse, N., Markones, N. & Garthe, S. (2009). Influence of water flow velocity, water depth and colony distance on distribution and foraging patterns of terns in the Wadden Sea. Fish. Oceanogr. 18. pp. 161–172.
- Smith, E.P., Orvos, D.R., & Cairns Jr, J. (1993). Impact assessment using the before-after-control-impact (BACI) model: concerns and comments. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 50(3), 627-637.
- Stan Development Team. (2018). RStan: the R interface to Stan. R package version 2.17.3. <http://mc-stan.org/>
- Thomas, L., Buckland, S.T., Rexstad, E.A., Laake, J.L., Strindberg, S., Hedley, S.L., ... & Burnham, K.P. (2010). Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. Journal of Applied Ecology, 47(1), 5-14.
- Tougaard, J. & Teilmann, J. (2005). Effects of the Horns Reef Wind Farm on harbour porpoises. Interim report to Elsam Engineering A/S for the harbour porpoise-monitoring program 2004, 23 p.
- Vallejo, G.C., Grellier, K., Nelson, E.J., McGregor, R.M., Canning, S.J., Caryl, F.M., & McLean, N. (2017). Responses of two marine top predators to an offshore wind farm. Ecology and Evolution, 7(21), 8698-8708.
- Van Canneyt O., Dars C., Dorémus G., Laran S. & Virgili A. (2018). Levée des risques pour l'appel d'offres éolien au large de Dunkerque par observation aérienne. Programme DUNKRISK - Campagne LEDKOA. Rapport scientifique de campagne. Observatoire Pelagis / Agence Française pour la Biodiversité. 38 pages + annexes.
- Virgili, A., Lambert, C., Pettex, E., Dorémus, G., Van Canneyt, O., & Ridoux, V. (2017). Predicting seasonal variations in coastal seabird habitats in the English Channel and the Bay of Biscay. Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography, 141, 212-223.
- Wernham, C. (2002). The migration atlas: movements of the birds of Britain and Ireland.
- Wood, S.N. (2006). On confidence intervals for generalized additive models based on penalized regression splines. Australian & New Zealand Journal of Statistics 48: 445–464.

Wood, S. (2013). mgcv: Mixed GAM Computation Vehicle with GCV/AIC/REML smoothness estimation. Retrieved 7 July 2014, from <http://cran.r-project.org/web/packages/mgcv/index.html>.

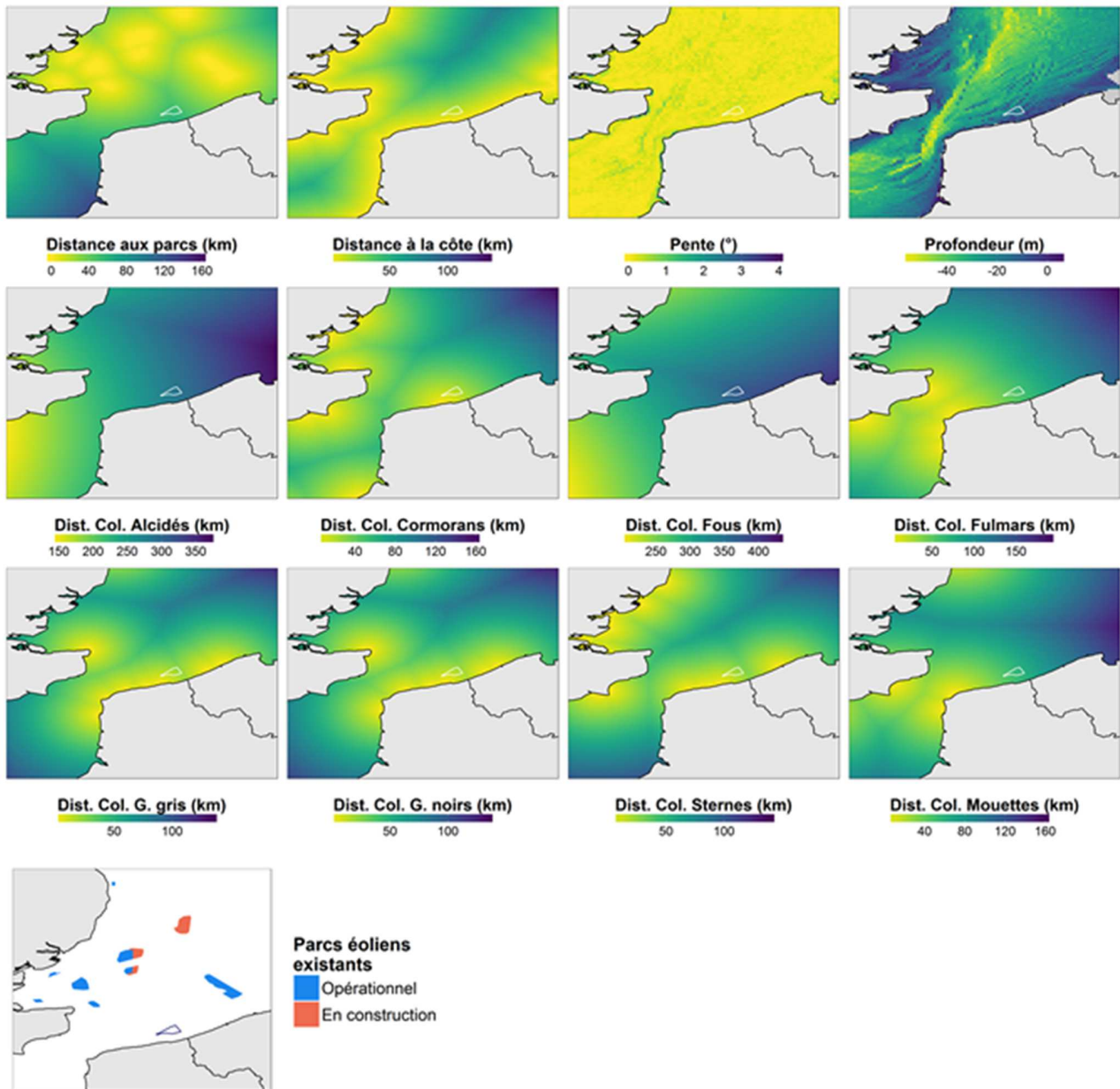
Yoccoz, N.G., Nichols, J.D., & Boulinier, T. (2001). Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology & Evolution*, 16(8), 446-453.

## ANNEXES

**Annexe 1. Colonies d'oiseaux répertoriées dans la zone d'étude.** Ces colonies ont été utilisées pour calculer la distance la plus proche entre les observations et les colonies. Les points rouges représentent les colonies, la zone bleue claire en pointillés représente la zone d'étude et le polygone bleu foncé la zone de projet du parc éolien.

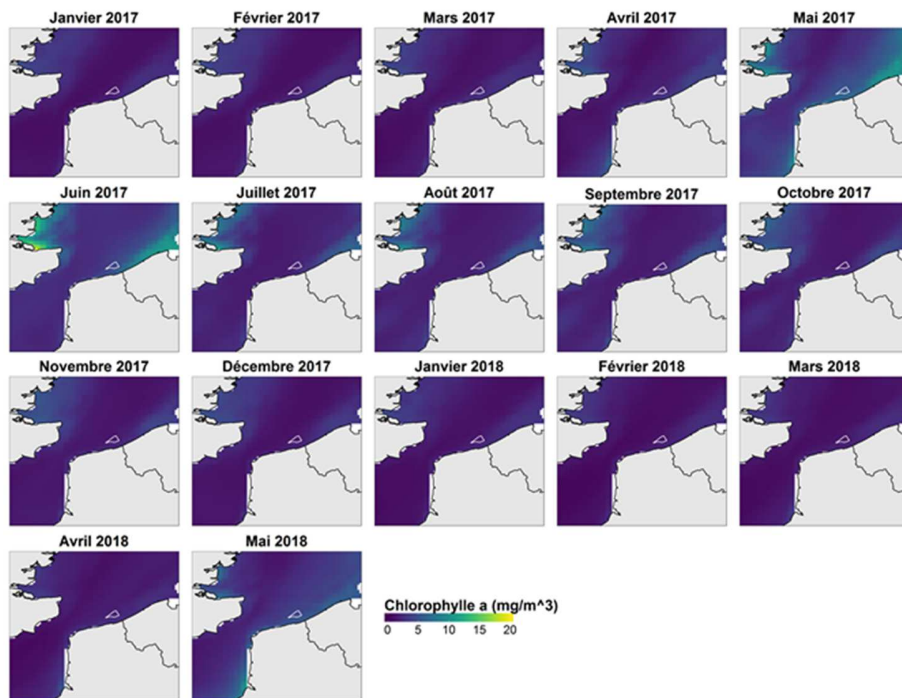


**Annexe 2. Distribution des variables environnementales utilisées pour les modèles d'habitat dans le sud de la mer du Nord.**

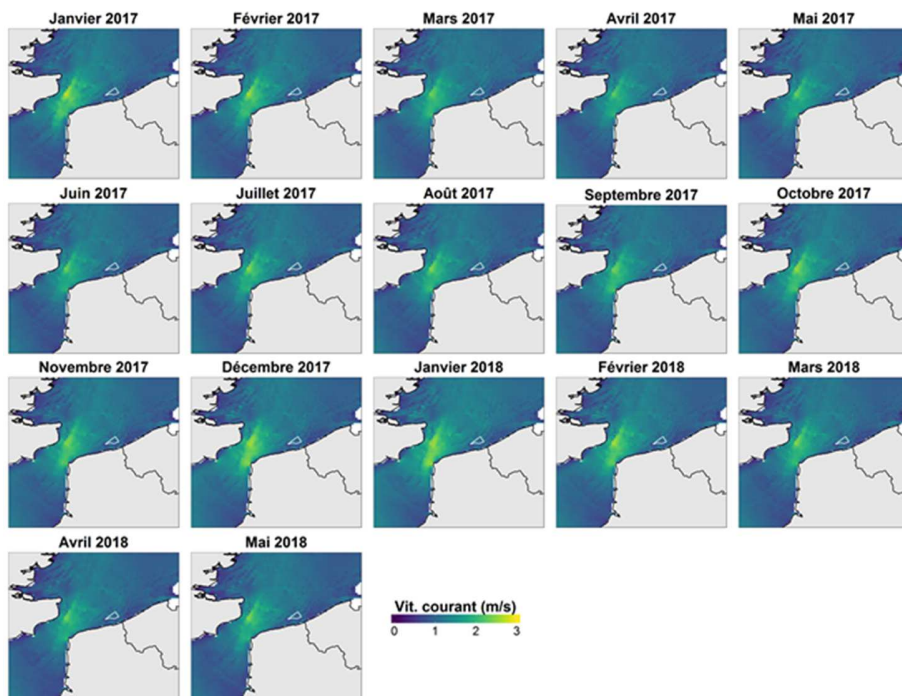


**Figure A2.1. Distribution des variables statiques.** Le polygone blanc (bleu sur la vignette des parcs éoliens existants) représente la zone de projet du parc éolien. « Distance aux parcs » est la distance aux parcs éoliens existants dans la zone d'étude. Elle a été calculée dans ArcGIS 10.3 à partir des périmètres de parcs fournis par <http://www.marineatlas.be/fr/data> pour la Belgique et par <https://www.thecrownestate.co.uk/en-gb/resources/maps-and-gis-data/> pour le Royaume Uni. La profondeur provient de la base de données GEBCO-08 30 arc-seconde (<http://www.gebco.net/>; 30 secondes d'arc équivaut approximativement à 0,008°) et la pente est estimée à partir de la profondeur dans ArcGIS 10.3. La distance aux colonies a été calculée dans ArcGIS 10.3 à partir de la localisation des colonies définies dans la synthèse bibliographique du GON (Legroux et al., 2017). « Dist. Col. » signifie distance à la colonie la plus proche. « G. » signifie goélands.



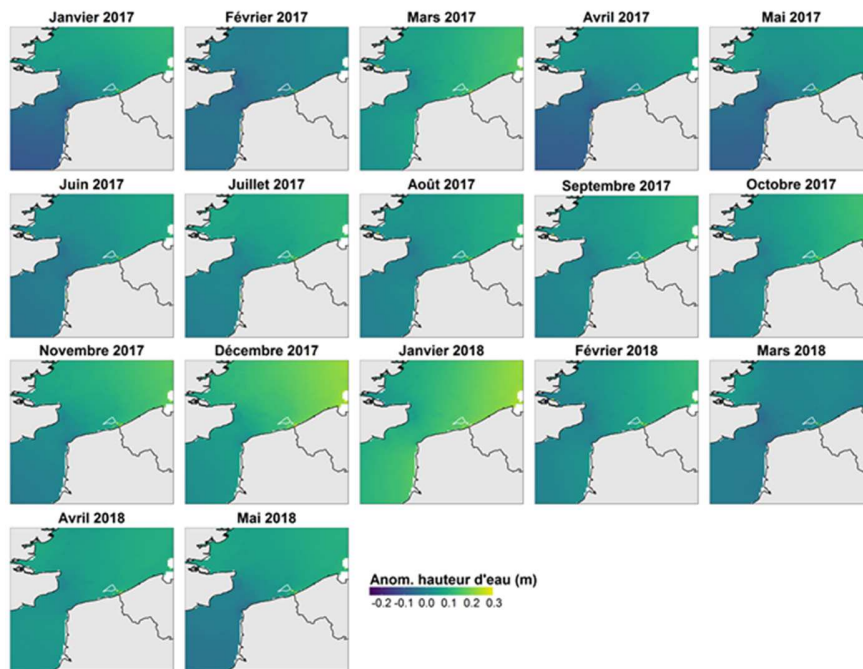


**Figure A2.2. Distribution mensuelle de la chlorophylle *a*.** Situation moyennée pour tous les mois entre janvier 2017 et mai 2018. Le polygone blanc représente la zone de projet du parc éolien. La concentration en chlorophylle de surface a été extraite du modèle ECOMARS 3D de l'IFREMER (<https://marc.ifremer.fr/resultats/>).

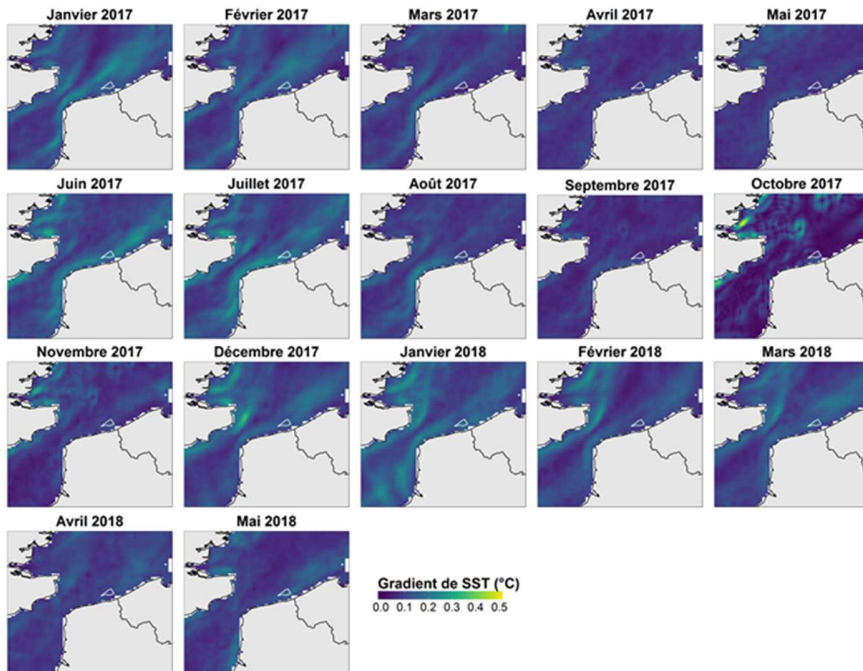


**Figure A2.3. Distribution mensuelle de la vitesse maximale des courants.** Situation moyennée pour tous les mois entre janvier 2017 et mai 2018. Le polygone blanc représente la zone de projet du parc éolien. La vitesse des courants a été extraite du modèle MARS 2D de l'IFREMER (<https://marc.ifremer.fr/resultats/>). « Vit. Courant » signifie vitesse du courant.

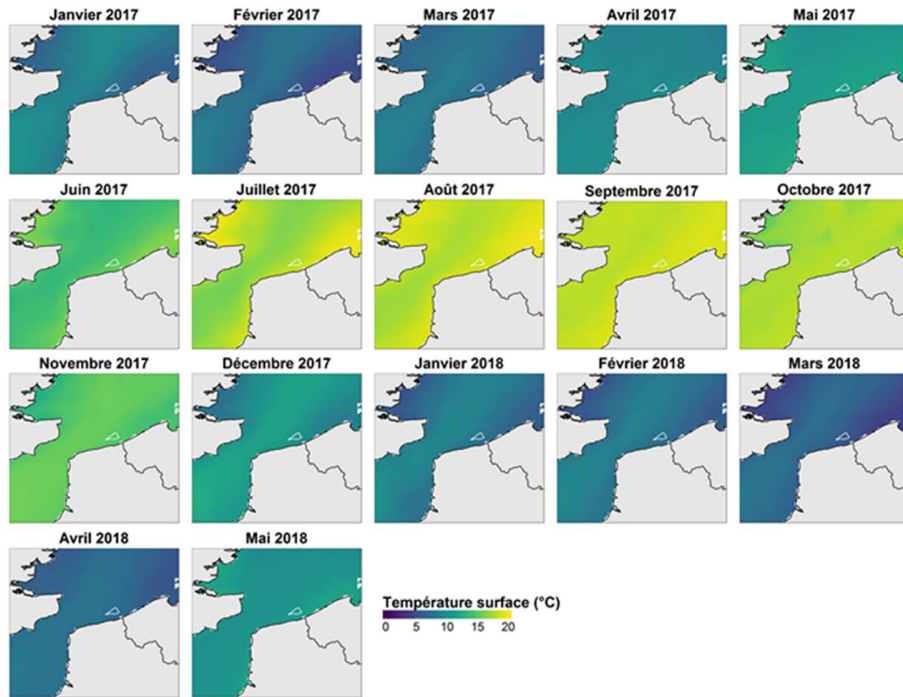




**Figure A2.4. Distribution mensuelle de l'anomalie de hauteur d'eau.** Situation moyennée pour tous les mois entre janvier 2017 et mai 2018. Le polygone blanc représente la zone de projet du parc éolien. L'anomalie de hauteur d'eau a été extraite du modèle MARS 2D de l'IFREMER (<https://marc.ifremer.fr/resultats/>). « Anom. hauteur d'eau » signifie anomalie de hauteur deau.



**Figure A2.5. Distribution mensuelle des gradients de température.** Situation moyennée pour tous les mois entre janvier 2017 et mai 2018. Le polygone blanc représente la zone de projet du parc éolien. Les gradients de température de surface ont été extraits à partir des données de la NASA ([https://podaac.jpl.nasa.gov/dataset/JPL\\_OUROCEAN-L4UHfnd-GLOB-G1SST](https://podaac.jpl.nasa.gov/dataset/JPL_OUROCEAN-L4UHfnd-GLOB-G1SST)). « Gradient de SST » signifie gradient de température de surface.



**Figure A2.6. Distribution mensuelle de la température de surface.** Situation moyennée pour tous les mois entre janvier 2017 et mai 2018. Le polygone blanc représente la zone de projet du parc éolien. La moyenne de la température de surface a été extraite à partir des données de la NASA ([https://podaac.jpl.nasa.gov/dataset/JPL\\_OUROCEAN-L4UHfnd-GLOB-G1SST](https://podaac.jpl.nasa.gov/dataset/JPL_OUROCEAN-L4UHfnd-GLOB-G1SST)).

### Annexe 3. Modèle Stan utilisé pour réaliser les prédictions.

```
data {
  int<lower = 1> n_cov;
  int<lower = 1> n_knot;
  int<lower = 1> n_cell;
  int<lower = 1> n_survey;
  int<lower = 1> n_obs[n_survey];
  int<lower = 0> cumul_obs[n_survey];
  int<lower = 1> n_obs_max; // for handling ragged arrays
  int<lower = 1, upper = 12> MONTH[n_survey]; // month of the survey
  int<lower = 1, upper = 7> SESSION[n_survey]; // time steps between surveys in pair of months
  int<lower = 0> Y[n_obs_max, n_survey]; // count data
  vector<lower = 0>[n_obs_max] EFFORT[n_survey]; // offset
  matrix[12, 12] chol_month; // Cholesky decomposition, lower triangular
  vector<lower = 0.0>[2] prior_scale_inter;
  real<lower = 0.0> prior_scale_slope;
  vector<lower = 0.0>[4] prior_scale_sigma;
  vector<lower = 0.0>[n_survey] ESW_hat;
  vector<lower = 0.0>[n_survey] ESW_se;
  cov_matrix[n_survey] R; // correlation matrix for the esw
  matrix[n_cell, n_cell] chol_spatial; // Cholesky decomposition, lower triangular
  matrix[n_obs_max, n_cell] W[n_survey]; // spatial weight matrix
  matrix[n_obs_max, n_cov] X[n_survey]; // design matrix
  matrix[n_obs_max, n_knot + 1] Z[n_survey, n_cov]; // Bezier-splines basis
  matrix[n_knot + 1, n_knot + 1] D; // Cholesky decomposition, lower triangular
  real<lower = 0.0> alpha; // concentration parameter of the Dirichlet distribution
}

parameters {
  vector[2] u_inter;
  vector[12] eps[2];
  vector<lower = 0>[4] tau;
  vector<lower = 0>[4] unscaled_sigma2;
  vector[n_survey] esw;
  vector[n_cell] u_spat[7];
  real<lower = -1.0, upper = 1.0> temporal_range;
  vector[n_knot + 1] unscaled_smooth[n_cov];
  vector[n_knot + 1] u_z[n_cov, 12];
  vector[n_cov] u_slope;
  real logit_omega;
  simplex[n_cov] psi[2];
}

transformed parameters {
  vector[n_survey] ESW;
  vector[2] intercept;
  vector[2] sigma_survey;
  vector[12] beta;
  //vector[12] sill;
  vector[n_obs_max] linpred[n_survey];
  vector[n_cell] spatial[7];
}
```

```

vector[n_cov] sigma_gp;
vector[n_cov] slope;
vector[n_cov] sigma_smooth;
vector[n_knot + 1] z[n_cov, 12];
vector[n_knot + 1] smooth[n_cov];
real inv_omega;

// overdispersion
inv_omega = exp(1.5 * logit_omega);

// effective strip width
ESW = 2 * (ESW_hat + ESW_se .* esw);

// overall intercept: informative prior
intercept = rep_vector(-log2(), 2) + prior_scale_inter .* u_inter;

// slope
slope = u_slope * prior_scale_slope;

// survey-level variability
sigma_survey[1] = prior_scale_sigma[1] * sqrt(unscaled_sigma2[1]/tau[1]);
sigma_survey[2] = prior_scale_sigma[2] * sqrt(unscaled_sigma2[2]/tau[2]);

// survey-specific: mean density
beta = rep_vector(intercept[1], 12) + sigma_survey[1] * eps[1]; // intercept
//sill = exp(rep_vector(intercept[2], 12) + sigma_survey[2] * eps[2]);

// spatial effects: temporally correlated
spatial[1] = u_spat[1]; // initial condition
for(l in 2:7) {
  spatial[l] = temporal_range * spatial[l - 1] + sqrt(1 - square(temporal_range)) * u_spat[l];
}

// smooth functions
for(j in 1:n_cov) {
  sigma_smooth[j] = prior_scale_sigma[3] * sqrt(psi[1, j] * unscaled_sigma2[3] / tau[3]);
  smooth[j] = sigma_smooth[j] * unscaled_smooth[j]; // overall mean of GP
  sigma_gp[j] = prior_scale_sigma[4] * sqrt(psi[2, j] * unscaled_sigma2[4] / tau[4]);
  for(l in 1:12) {
    z[j, l] = smooth[j] + sigma_gp[j] * u_z[j, l];
  }
}

// linear predictor
for(k in 1:n_survey) {
  linpred[k] = rep_vector(log(ESW[k]) + beta[MONTH[k]] - 1.5 * logit_omega, n_obs_max) + log(EFFORT[k]) + X[k] * slope +
W[k] * (sigma_survey[2] * spatial[SESSION[k]]);
  for(j in 1:n_cov) {
    linpred[k] += Z[k, j] * z[j, MONTH[k]];
  }
}
}

```

```

model {
  // over dispersion
  logit_omega ~ normal(0.0, 1.0);

  // scaled beta-2 prior for variances
  tau ~ gamma(1.0, 1.0);
  unscaled_sigma2 ~ gamma(0.5, 1.0);
  psi[1] ~ dirichlet(rep_vector(alpha, n_cov));
  psi[2] ~ dirichlet(rep_vector(alpha, n_cov));

  // Effective Stip Width
  esw ~ multi_normal(rep_vector(0.0, n_survey), R);

  // slope and intercept
  u_inter ~ normal(0.0, 1.0);
  u_slope ~ normal(0.0, 1.0);
  eps[1] ~ multi_normal_cholesky(rep_vector(0.0, 12), chol_month);
  eps[2] ~ multi_normal_cholesky(rep_vector(0.0, 12), chol_month);

  // kriging
  for(l in 1:7) {
    u_spat[l] ~ multi_normal_cholesky(rep_vector(0.0, n_cell), chol_spatial);
  }

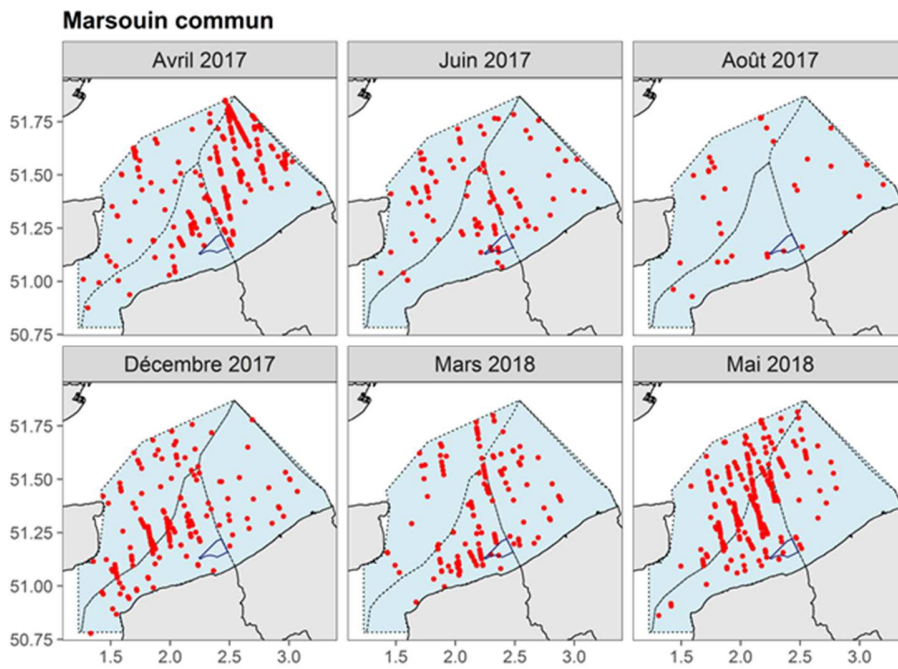
  // coefficients for spline basis
  for(j in 1:n_cov) {
    unscaled_smooth[j] ~ normal(0.0, 1.0);
    for(l in 1:12) {
      u_z[j, l] ~ multi_normal_cholesky(rep_vector(0.0, n_knot + 1), D);
    }
  }

  // Likelihood
  for(k in 1:n_survey) {
    for(i in 1:n_obs[k]) {
      target += neg_binomial_lpmf(Y[i, k] | inv_omega, exp(-linpred[k, i]));
    }
  }
}

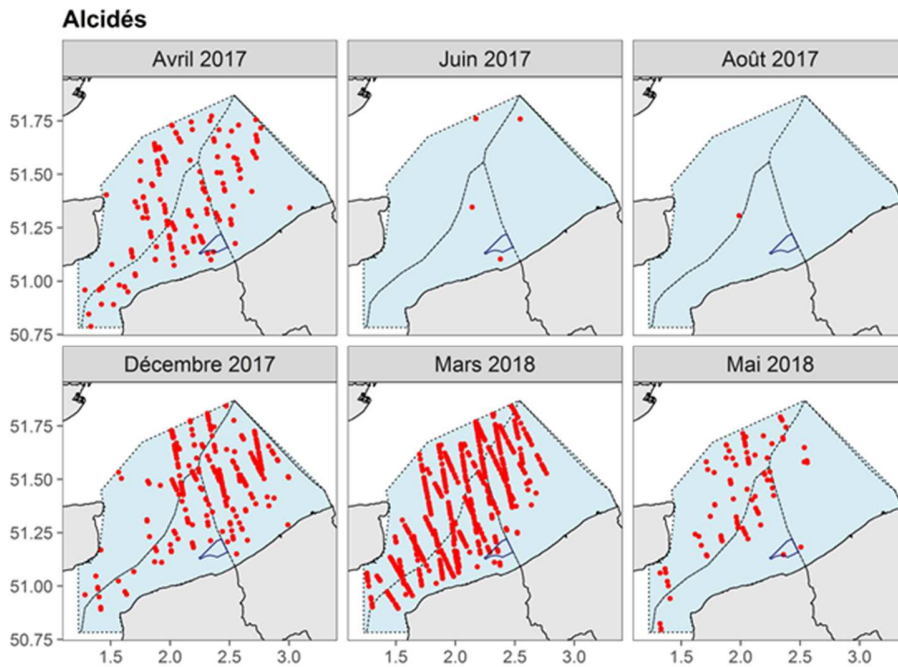
generated quantities {
  real log_lik[sum(n_obs)];
  for(k in 1:n_survey) {
    for(i in 1:n_obs[k]) {
      log_lik[i + cumul_obs[k]] = neg_binomial_lpmf(Y[i, k] | inv_omega, exp(-linpred[k, i]));
    }
  }
}

```

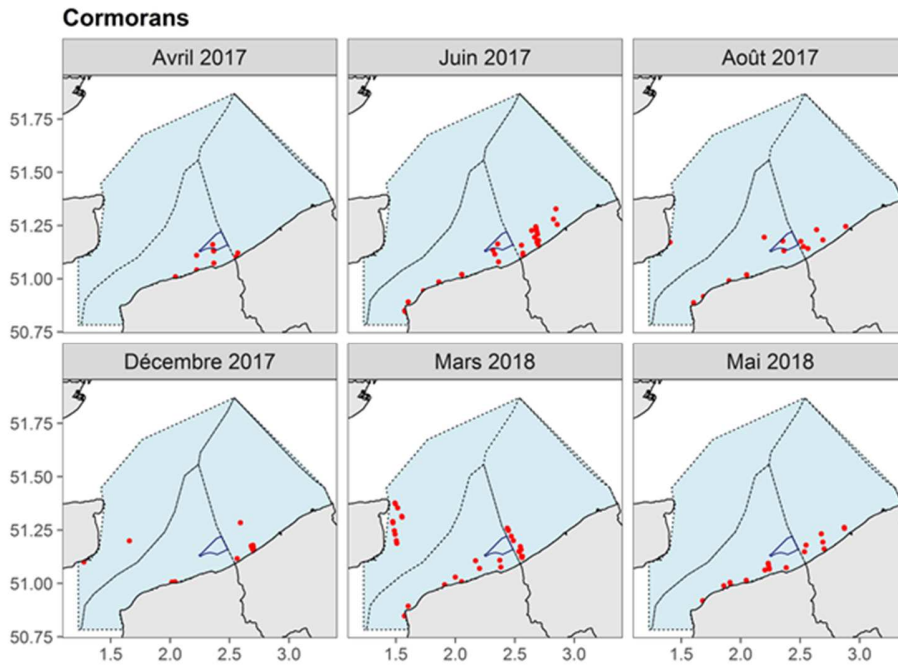
**Annexe 4. Observations collectées lors de chaque session de vol pour chaque groupe d'espèces.**



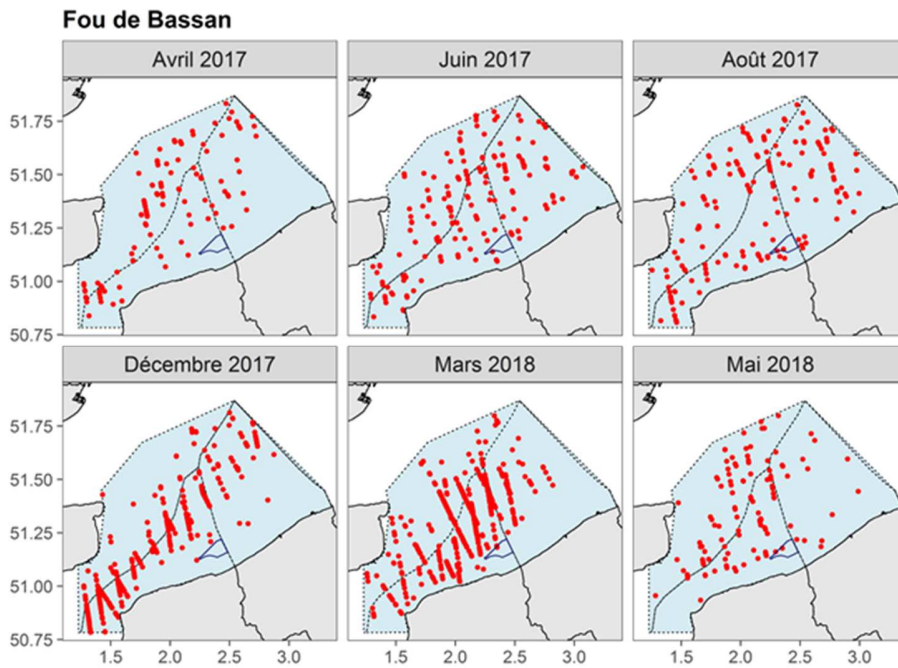
**Figure A4.1. Observations de marsouins communs.** Les points rouges représentent les observations, la zone bleue claire en pointillés représente la zone d'étude et le polygone bleu foncé la zone de projet du parc éolien.



**Figure A4.2. Observations d'alcidés.** Les points rouges représentent les observations, la zone bleue claire en pointillés représente la zone d'étude et le polygone bleu foncé la zone de projet du parc éolien.

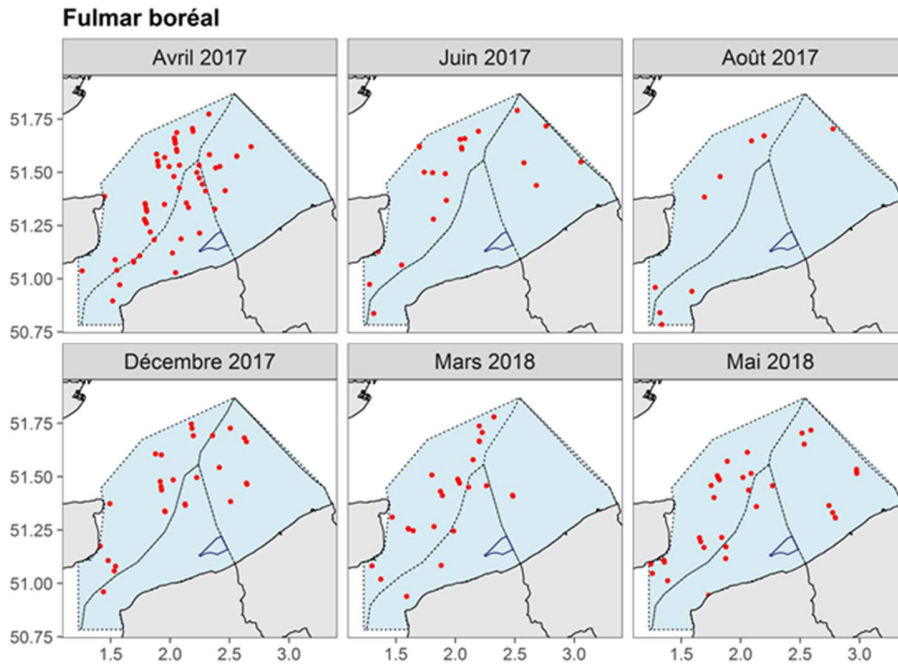


**Figure A4.3. Observations de cormorans.** Les points rouges représentent les observations, la zone bleue claire en pointillés représente la zone d'étude et le polygone bleu foncé la zone de projet du parc éolien.

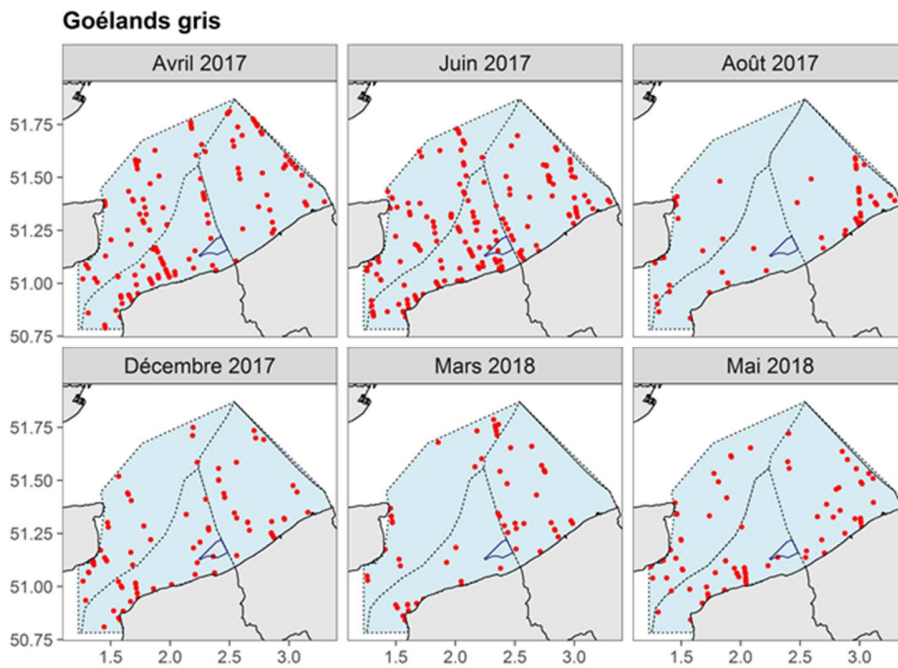


**Figure A4.4. Observations de fous de Bassan.** Les points rouges représentent les observations, la zone bleue claire en pointillés représente la zone d'étude et le polygone bleu foncé la zone de projet du parc éolien.



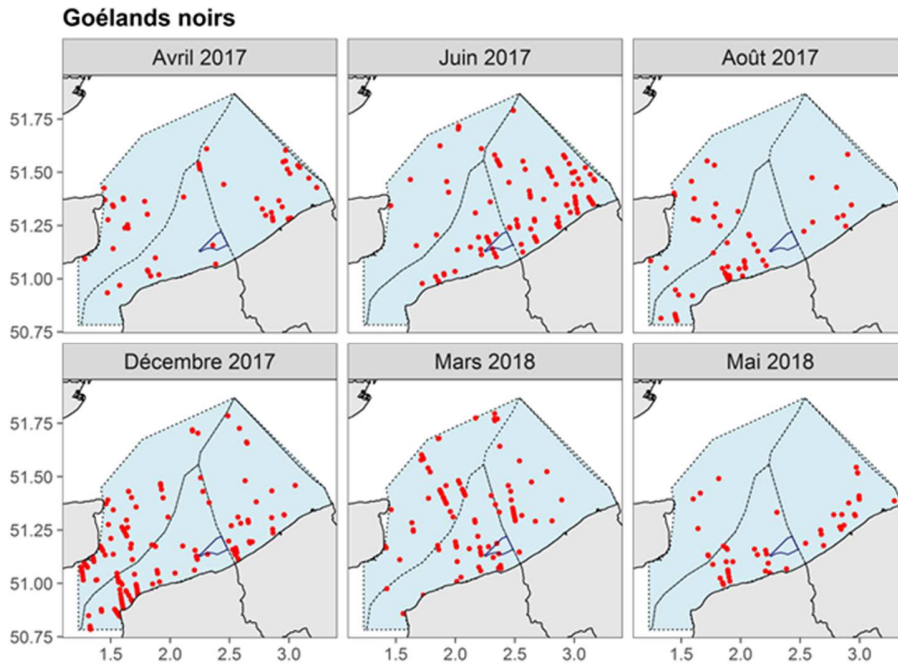


**Figure A4.5. Observations de fulmars boréaux.** Les points rouges représentent les observations, la zone bleue claire en pointillés représente la zone d'étude et le polygone bleu foncé la zone de projet du parc éolien.

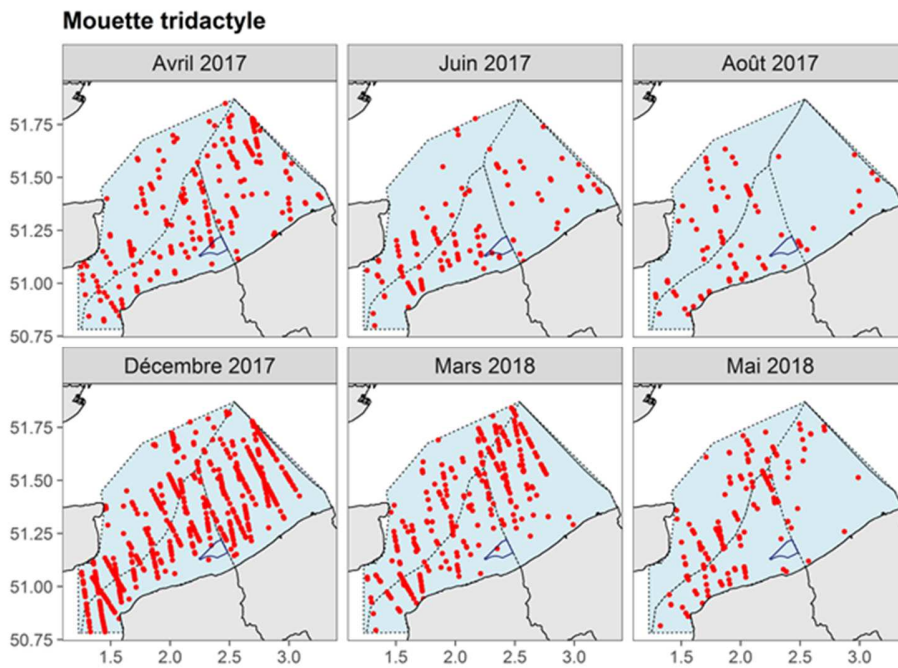


**Figure A4.6. Observations de goélands gris.** Les points rouges représentent les observations, la zone bleue claire en pointillés représente la zone d'étude et le polygone bleu foncé la zone de projet du parc éolien.

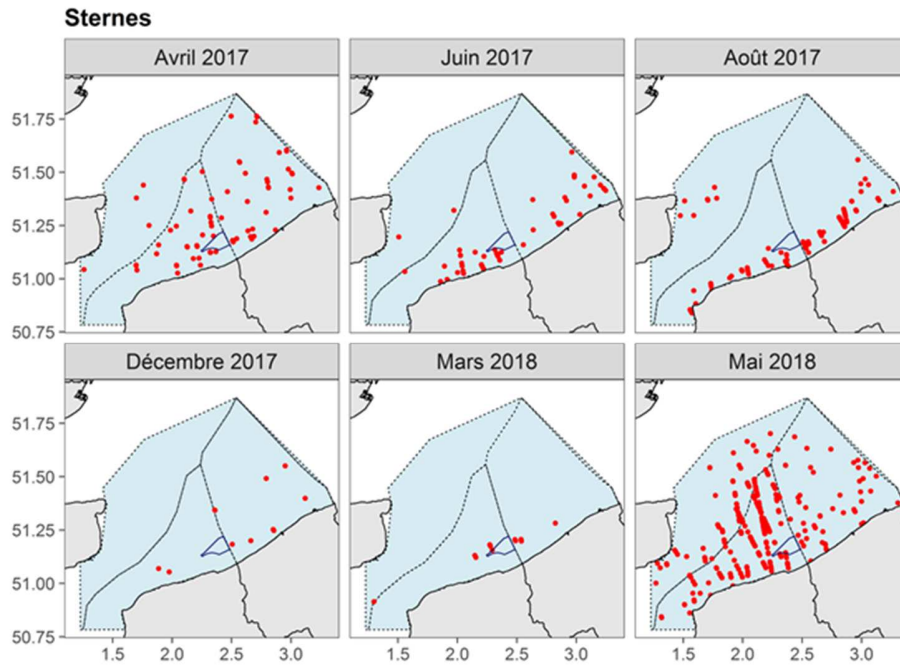




**Figure A4.7. Observations de goélands noirs.** Les points rouges représentent les observations, la zone bleue claire en pointillés représente la zone d'étude et le polygone bleu foncé la zone de projet du parc éolien.



**Figure A4.8. Observations de mouettes tridactyles.** Les points rouges représentent les observations, la zone bleue claire en pointillés représente la zone d'étude et le polygone bleu foncé la zone de projet du parc éolien.



**Figure A4.9. Observations de sternes.** Les points rouges représentent les observations, la zone bleue claire en pointillés représente la zone d'étude et le polygone bleu foncé la zone de projet du parc éolien.

**Annexe 5. Abondances et densités en mer estimées par *Distance sampling*.**

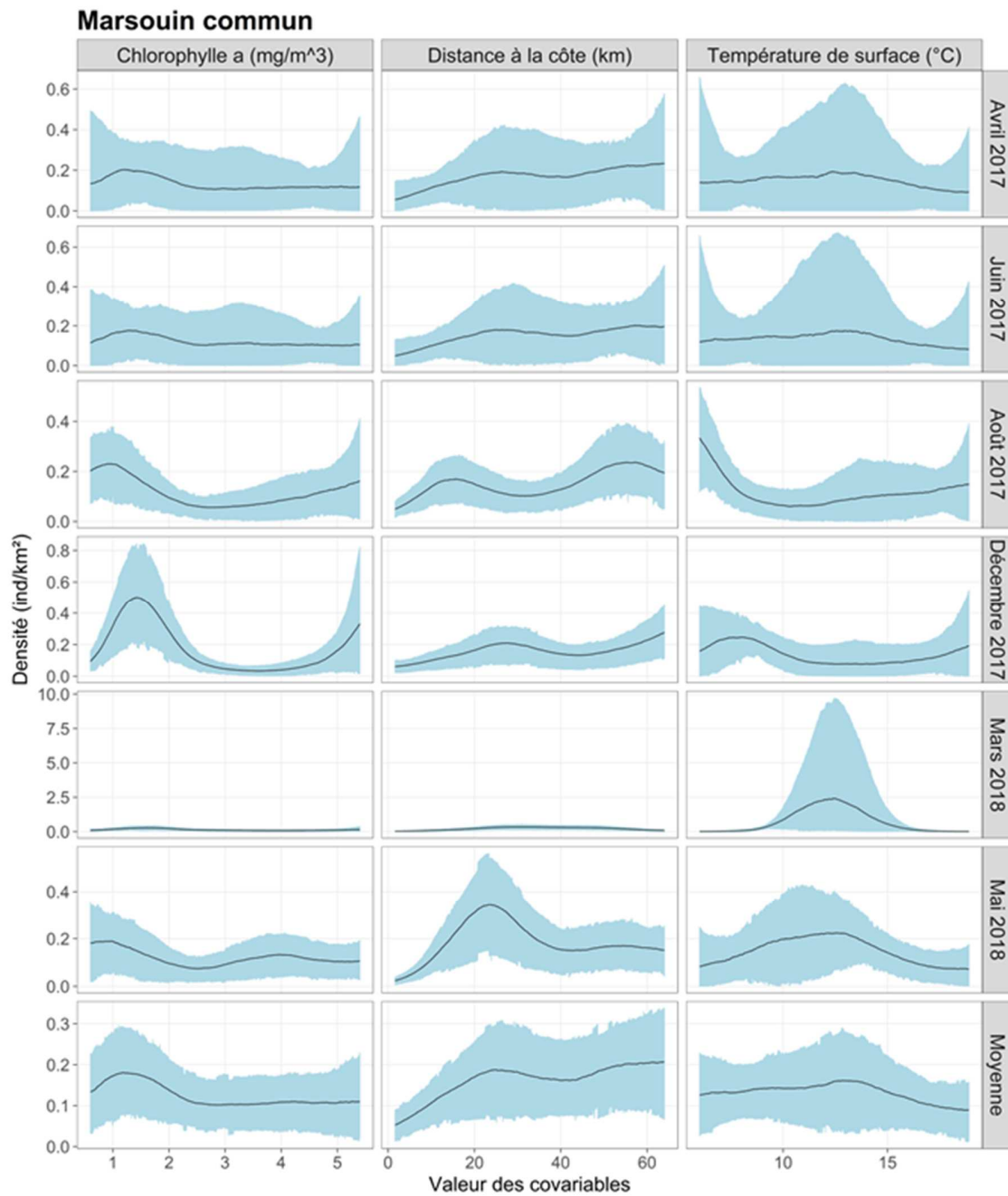
**Tableau A5.1. Abondances et densités en mer estimées par *Distance sampling* par session et intervalles de confiance à 95 % associés (1/2).**

Groupe d'espèce	Session	Abondance estimée	Intervalle de confiance à 95 %		Densité estimée (ind/km <sup>2</sup> )	Intervalle de confiance à 95 %	
Marsouin commun	Avril 2017	8 384	6 755	10 406	0,89	0,71	1,1
	Juin 2017	2 502	1 888	3 315	0,26	0,20	0,35
	Août 2017	1 262	816	1 951	0,13	0,086	0,21
	Décembre 2017	9 176	6 888	12 223	0,97	0,73	1,29
	Mars 2018	8 083	6 178	10 576	0,86	0,65	1,1
	Mai 2018	9 505	7 764	11 636	1,0	0,82	1,2
Alcidés	Avril 2017	5 156	4 140	6 422	0,55	0,44	0,68
	Juin 2017	80	30	213	0,0085	0,0032	0,022
	Août 2017	38	7	194	0,0040	0,00078	0,021
	Décembre 2017	10 760	8 216	14 092	1,1	0,87	1,5
	Mars 2018	33 622	29 155	38 773	3,6	3,1	4,1
	Mai 2018	3 431	2 633	4 471	0,36	0,28	0,47
Cormorans	Avril 2017	200	95	420	0,021	0,010	0,044
	Juin 2017	610	359	1 035	0,065	0,038	0,11
	Août 2017	322	157	660	0,034	0,017	0,070
	Décembre 2017	525	245	1 126	0,056	0,026	0,12
	Mars 2018	1 407	823	2 404	0,15	0,087	0,25
	Mai 2018	276	141	541	0,029	0,015	0,057
Fou de Bassan	Avril 2017	2 052	1 451	2 903	0,22	0,15	0,31
	Juin 2017	2 615	2 013	3 397	0,28	0,21	0,36
	Août 2017	4 070	2 692	6 151	0,43	0,28	0,65
	Décembre 2017	10 881	8 146	14 535	1,2	0,86	1,5
	Mars 2018	33 236	21 615	51 104	3,5	2,29	5,4
	Mai 2018	3 241	2 302	4 565	0,34	0,24	0,48
Fulmar boréal	Avril 2017	1 302	599	2 829	0,14	0,063	0,30
	Juin 2017	481	221	1 046	0,051	0,023	0,11
	Août 2017	95	41	219	0,010	0,0043	0,023
	Décembre 2017	444	259	762	0,047	0,027	0,081
	Mars 2018	848	493	1 459	0,090	0,052	0,15
	Mai 2018	690	445	1 070	0,072	0,047	0,11

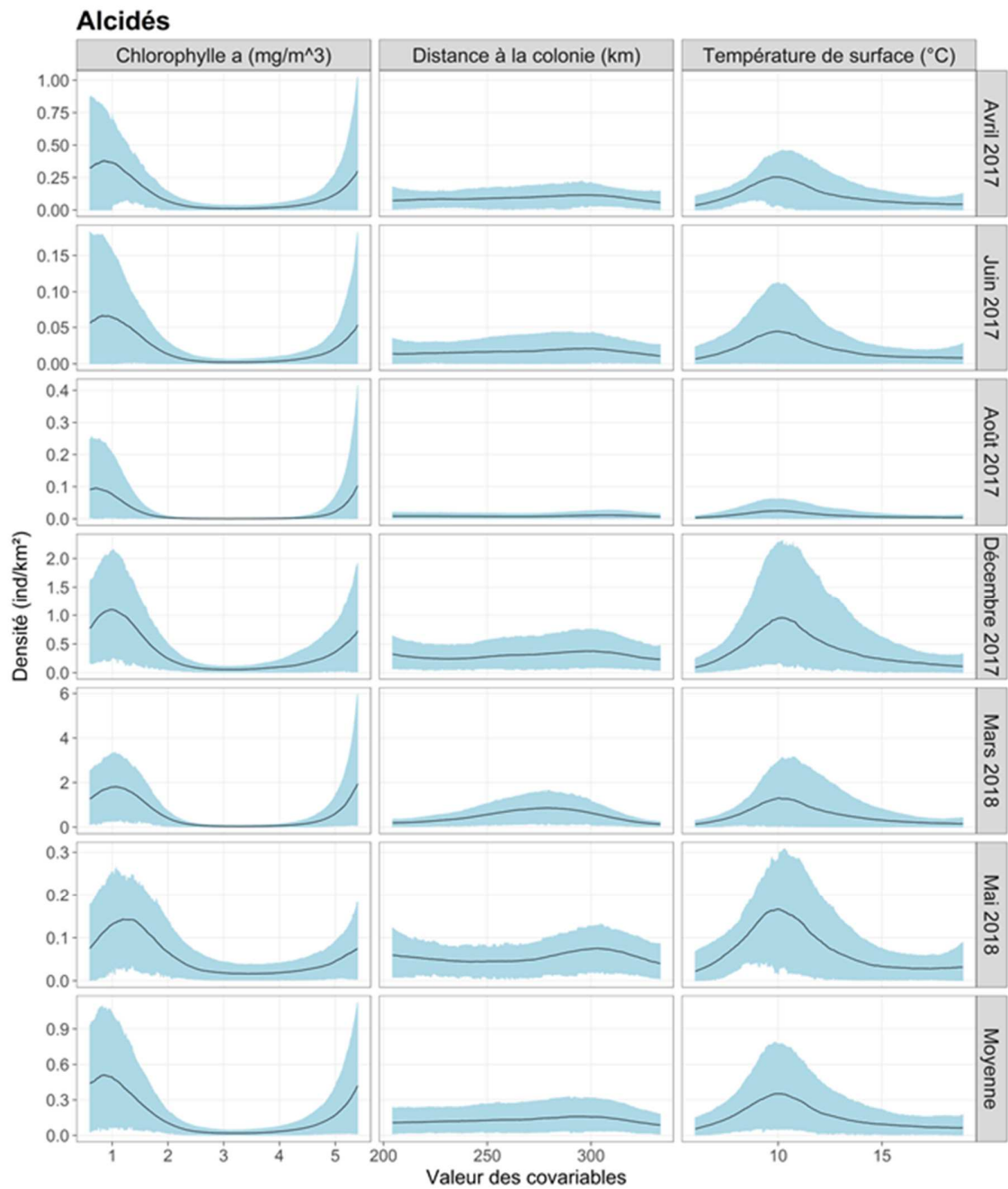
**Tableau A5.2. Abondances et densités en mer estimées par *Distance sampling* par session et intervalles de confiance à 95 % associés (2/2).**

Groupe d'espèce	Session	Abundance estimée	Intervalle de confiance à 95 %		Densité estimée (ind/km <sup>2</sup> )	Intervalle de confiance à 95 %	
Goélands gris	Avril 2017	1 969	1 523	2 546	0.21	0.16	0.27
	Juin 2017	3 915	2 896	5 291	0.41	0.31	0.56
	Août 2017	1 590	981	2 577	0.17	0.10	0.27
	Décembre 2017	5 814	2 306	14 657	0.62	0.24	1.6
	Mars 2018	1 696	1 176	2 445	0.18	0.12	0.26
	Mai 2018	2 017	1 338	3 040	0.21	0.14	0.32
Goélands noirs	Avril 2017	768	557	1 058	0.081	0.059	0.11
	Juin 2017	1 813	1 312	2 504	0.19	0.14	0.26
	Août 2017	1 174	825	1 669	0.12	0.087	0.18
	Décembre 2017	6 702	4 200	10 696	0.71	0.44	1.1
	Mars 2018	15 587	7 288	33 335	1.6	0.77	3.5
	Mai 2018	828	553	1 238	0.088	0.058	0.13
Mouette tridactyle	Avril 2017	8 193	6 280	10 689	0.87	0.66	1.1
	Juin 2017	4 075	2 793	5 945	0.43	0.30	0.63
	Août 2017	2 499	1 607	3 885	0.26	0.17	0.41
	Décembre 2017	19 300	14 229	26 177	2.0	1.5	2.8
	Mars 2018	10 135	7 909	12 987	1.1	0.84	1.4
	Mai 2018	5 621	4 332	7 292	0.59	0.46	0.77
Sternes	Avril 2017	1 702	1 210	2 394	0.18	0.13	0.25
	Juin 2017	1 492	835	2 666	0.16	0.088	0.28
	Août 2017	5 073	3 139	8 198	0.54	0.33	0.87
	Décembre 2017	384	184	801	0.041	0.019	0.085
	Mars 2018	328	153	700	0.035	0.016	0.074
	Mai 2018	13 431	10 587	17 038	1.4	1.1	1.8

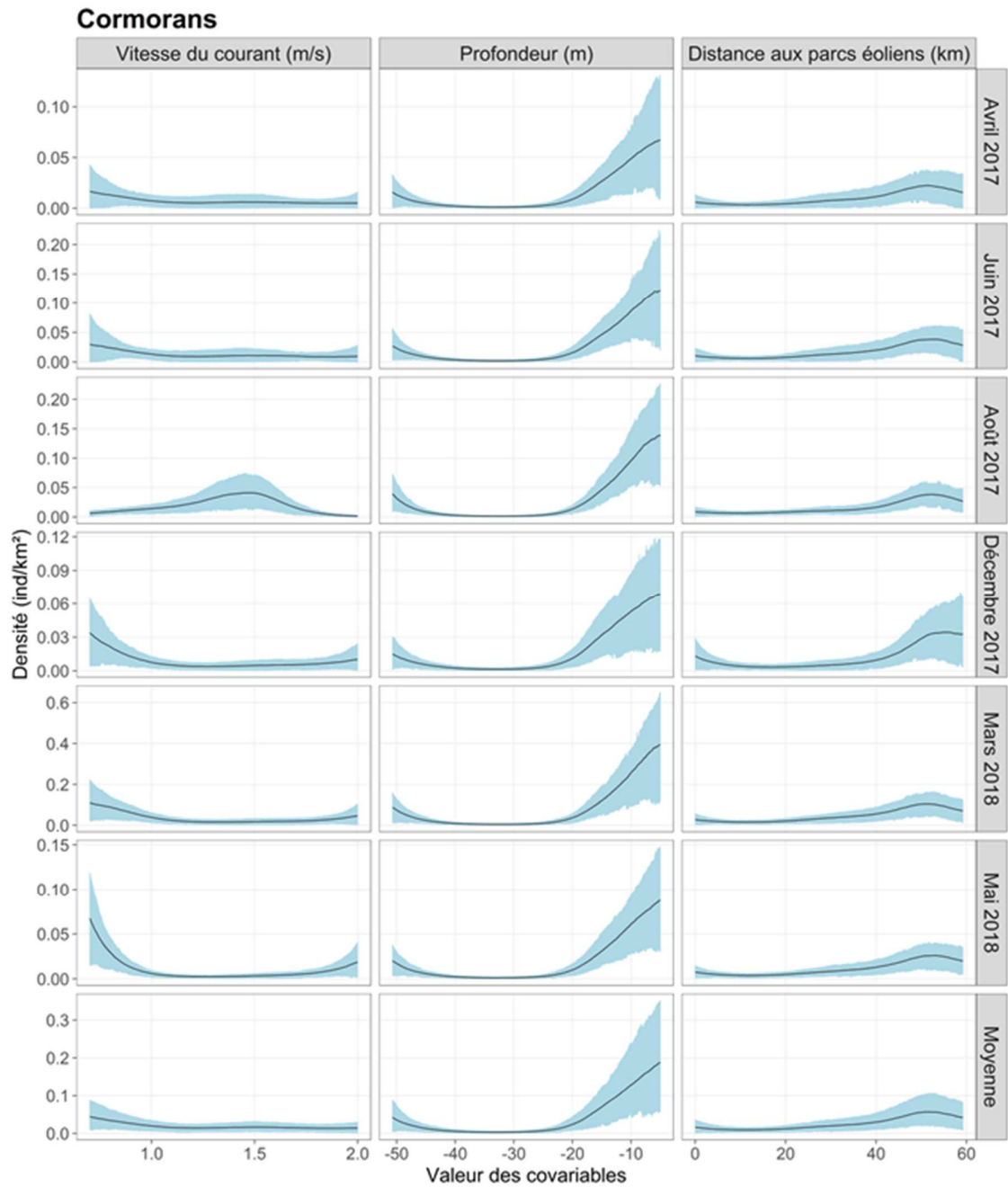
**Annexe 6. Covariables sélectionnées dans les modèles d'habitat pour chaque groupe d'espèces.**



**Figure A6.1. Variables sélectionnées pour le modèle d'habitat du marsouin commun (en colonne) et corrélations statistiques obtenues pour chaque session de vol et pour la situation moyenne (en ligne).** En ordonnée on retrouve les densités en individus/km<sup>2</sup> et en abscisse les valeurs variables. La zone bleue autour des relations représente l'intervalle de confiance à 95 %.

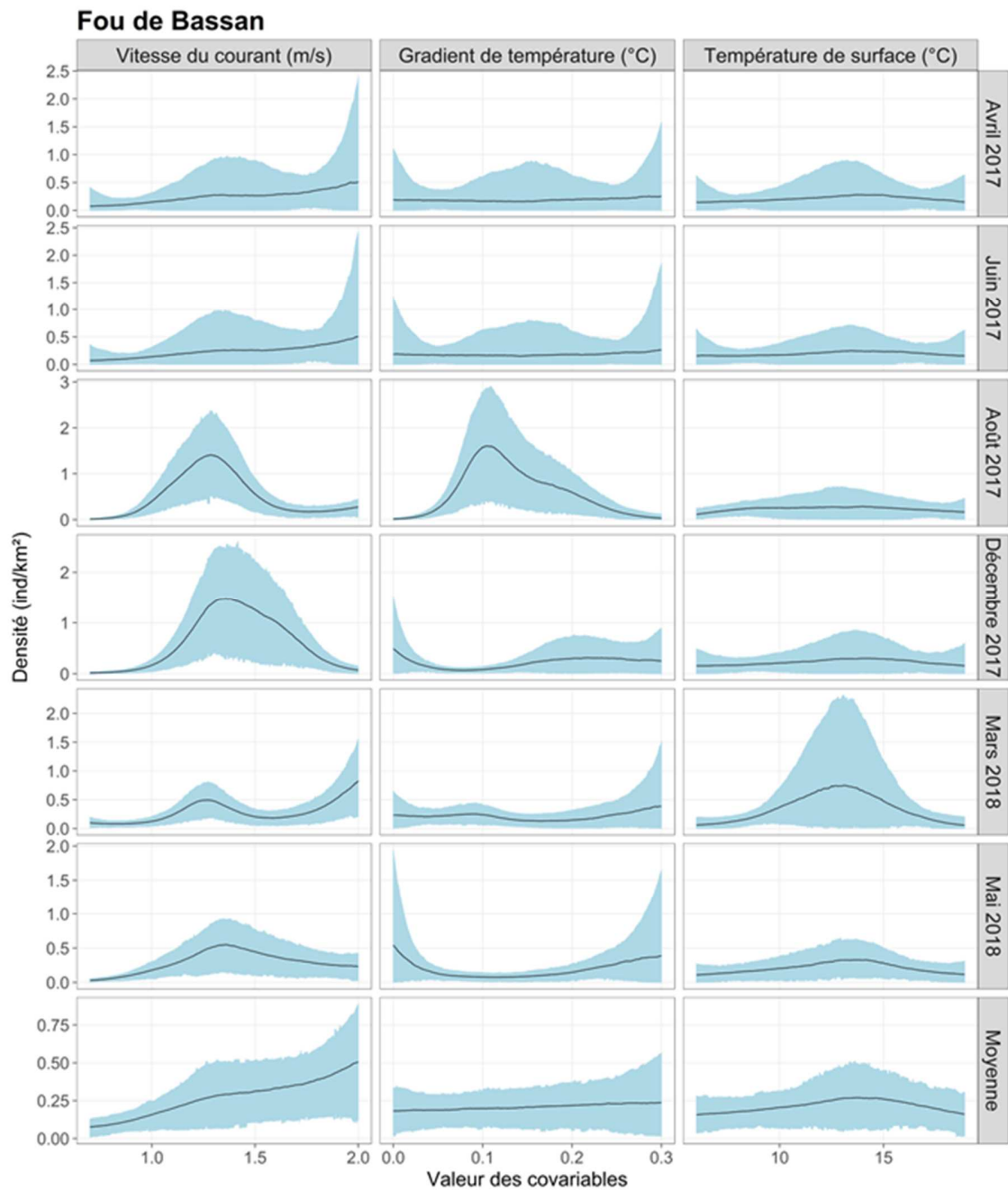


**Figure A6.2. Variables sélectionnées pour le modèle d'habitat des alcidés (en colonne) et corrélations statistiques obtenues pour chaque session de vol et pour la situation moyenne (en ligne).** En ordonnée on retrouve les densités en individus/km<sup>2</sup> et en abscisse les valeurs variables. La zone bleue autour des relations représente l'intervalle de confiance à 95 %.

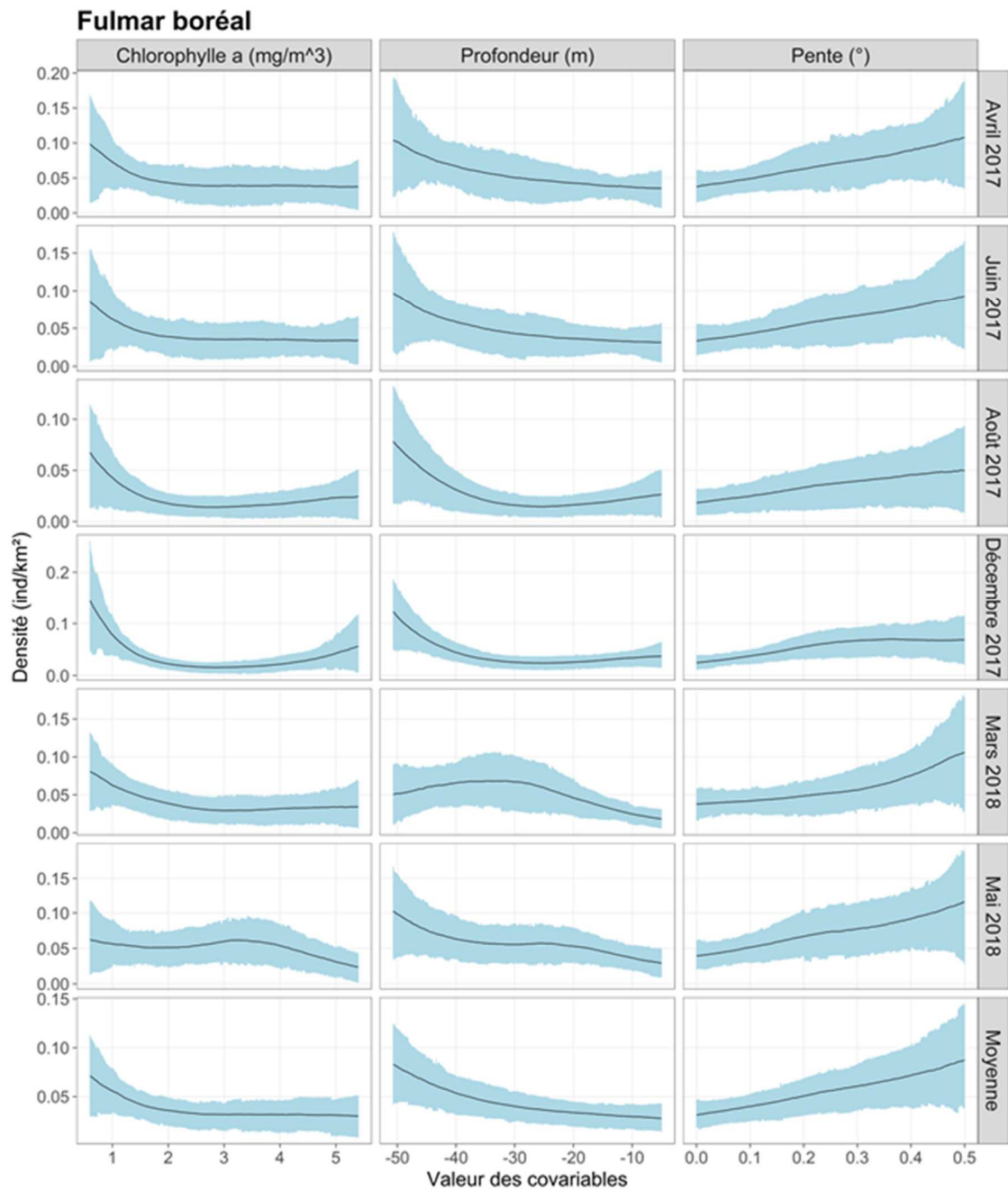


**Figure A6.3. Variables sélectionnées pour le modèle d'habitat des cormorans (en colonne) et corrélations statistiques obtenues pour chaque session de vol et pour la situation moyenne (en ligne).** En ordonnée on retrouve les densités en individus/km<sup>2</sup> et en abscisse les valeurs variables. La zone bleue autour des relations représente l'intervalle de confiance à 95 %.

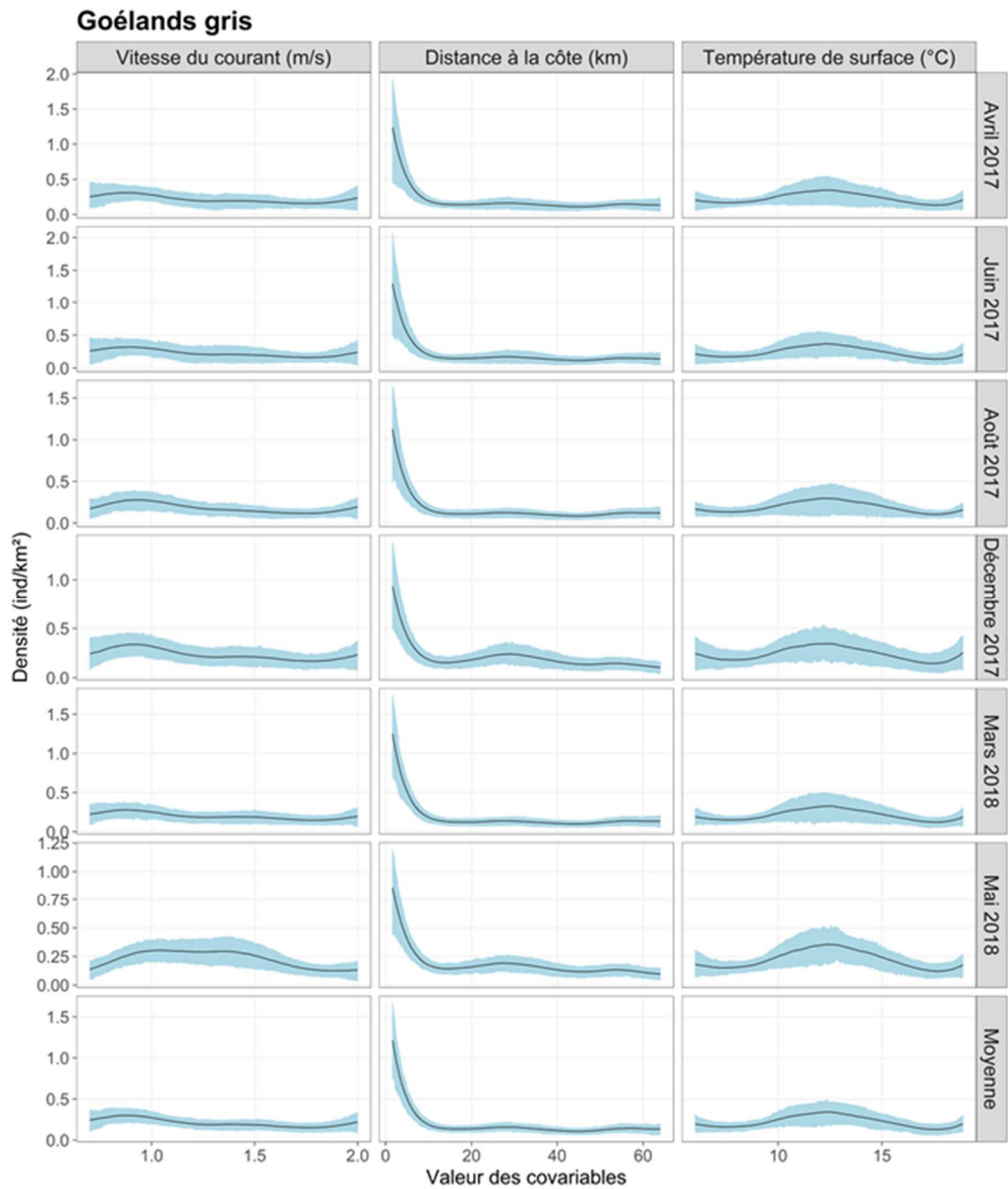




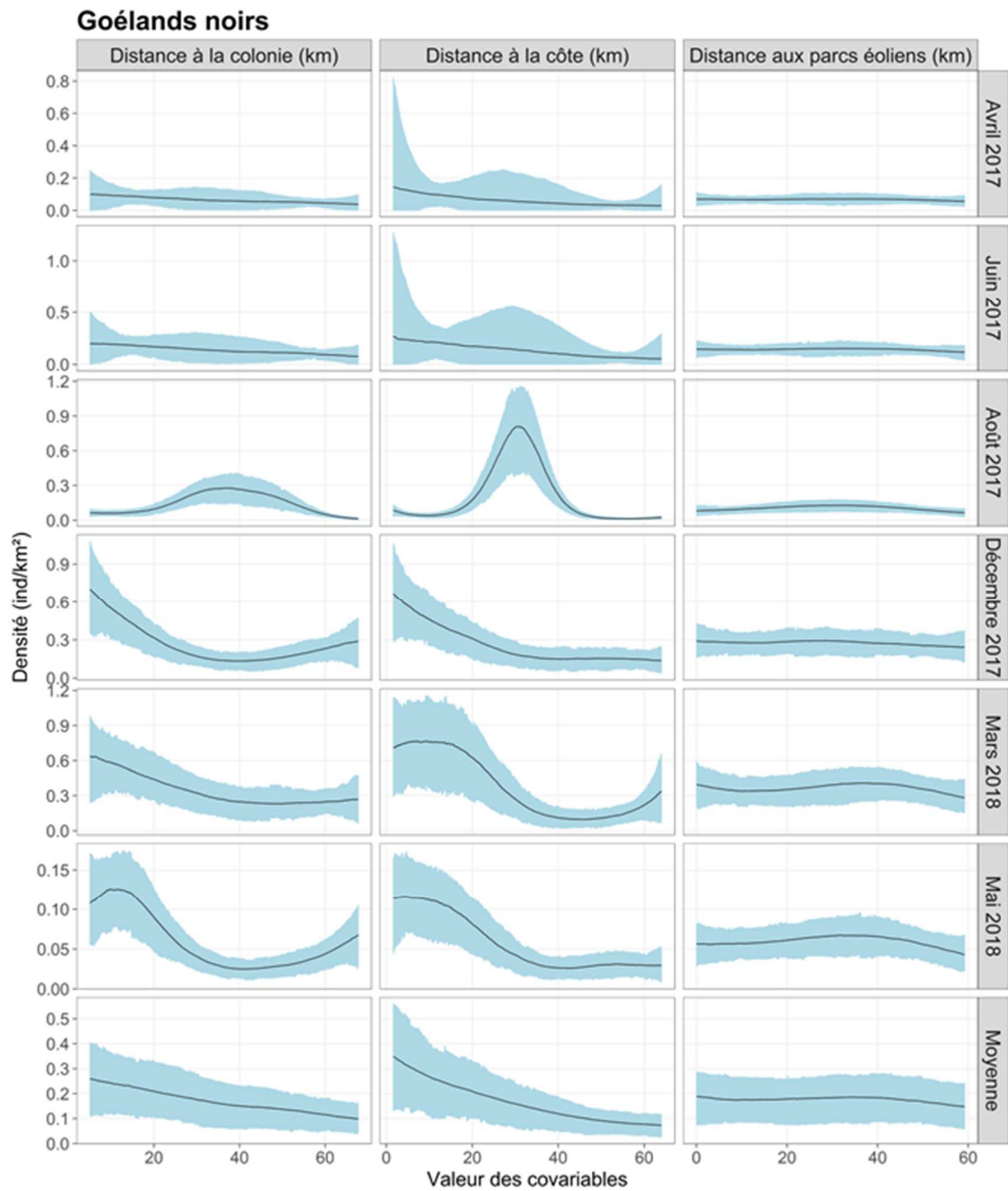
**Figure A6.4. Variables sélectionnées pour le modèle d'habitat du fou de Bassan (en colonne) et corrélations statistiques obtenues pour chaque session de vol et pour la situation moyenne (en ligne).** En ordonnée on retrouve les densités en individus/km<sup>2</sup> et en abscisse les valeurs variables. La zone bleue autour des relations représente l'intervalle de confiance à 95 %.



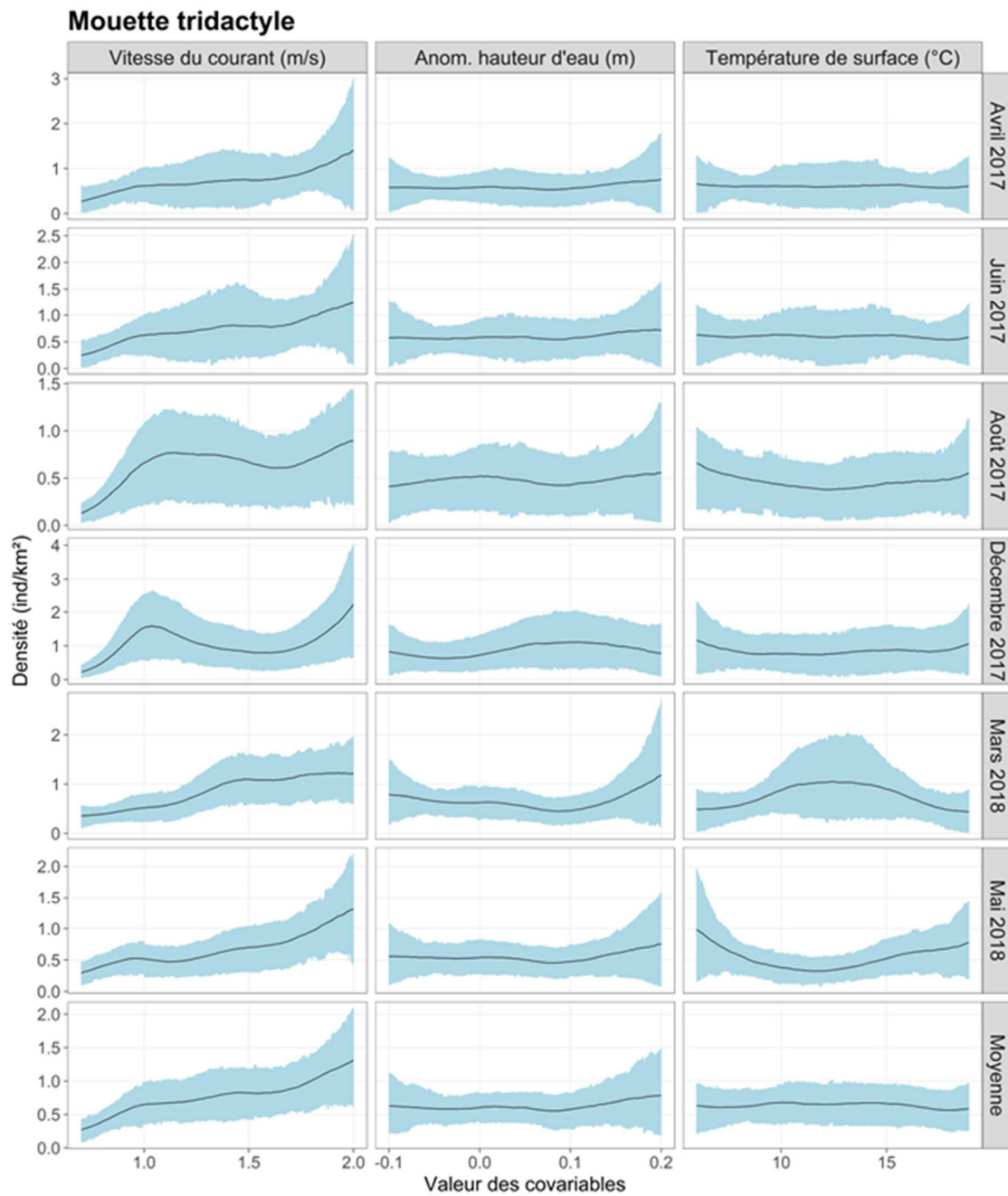
**Figure A6.5. Variables sélectionnées pour le modèle d'habitat du fulmar boréal (en colonne) et corrélations statistiques obtenues pour chaque session de vol et pour la situation moyenne (en ligne).** En ordonnée on retrouve les densités en individus/km<sup>2</sup> et en abscisse les valeurs variables. La zone bleue autour des relations représente l'intervalle de confiance à 95 %.



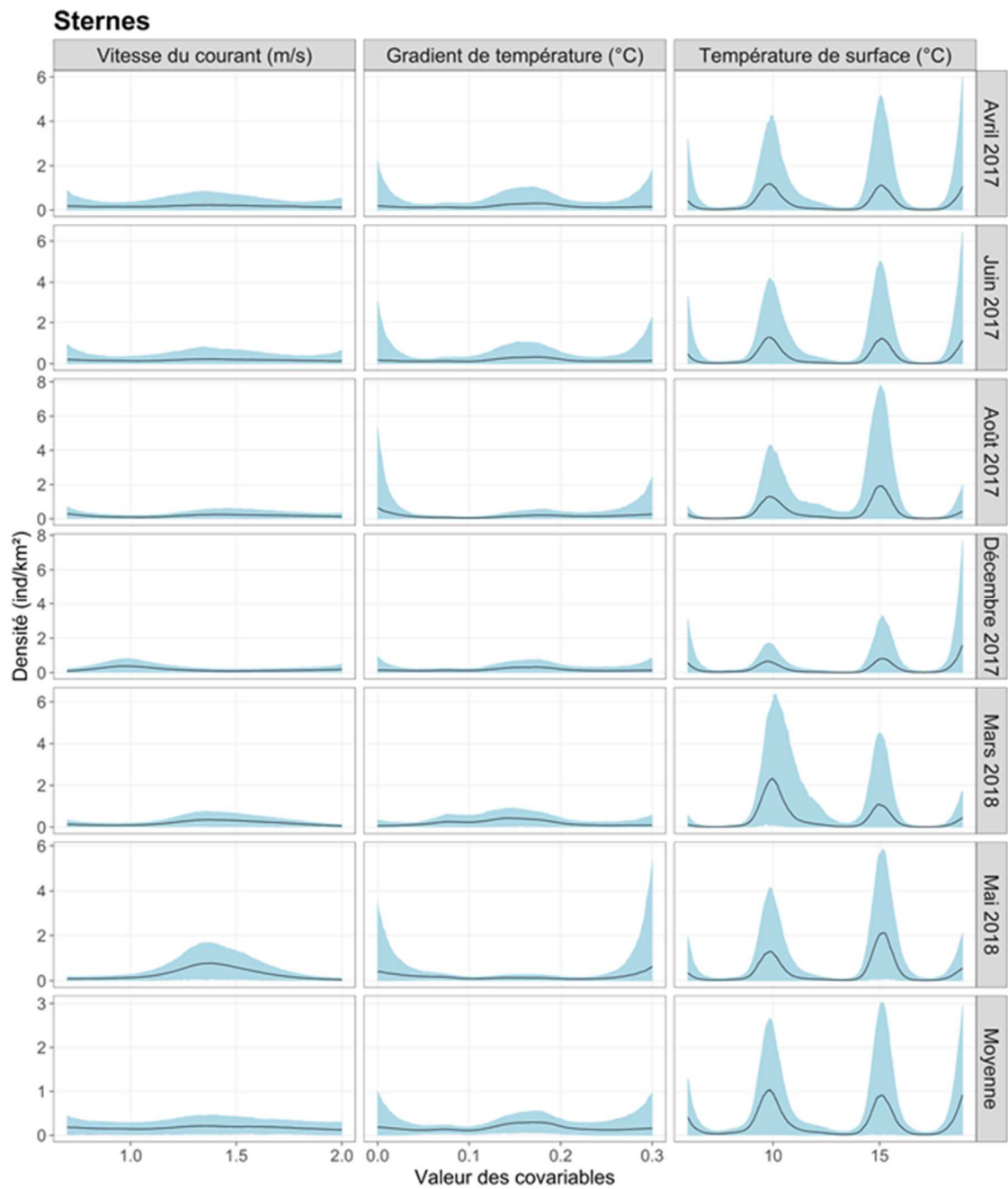
**Figure A6.6. Variables sélectionnées pour le modèle d'habitat des goélands gris (en colonne) et corrélations statistiques obtenues pour chaque session de vol et pour la situation moyenne (en ligne).** En ordonnée on retrouve les densités en individus/km<sup>2</sup> et en abscisse les valeurs variables. La zone bleue autour des relations représente l'intervalle de confiance à 95 %.



**Figure A6.7. Variables sélectionnées pour le modèle d'habitat des goélands noirs (en colonne) et corrélations statistiques obtenues pour chaque session de vol et pour la situation moyenne (en ligne).** En ordonnée on retrouve les densités en individus/km<sup>2</sup> et en abscisse les valeurs variables. La zone bleue autour des relations représente l'intervalle de confiance à 95 %.



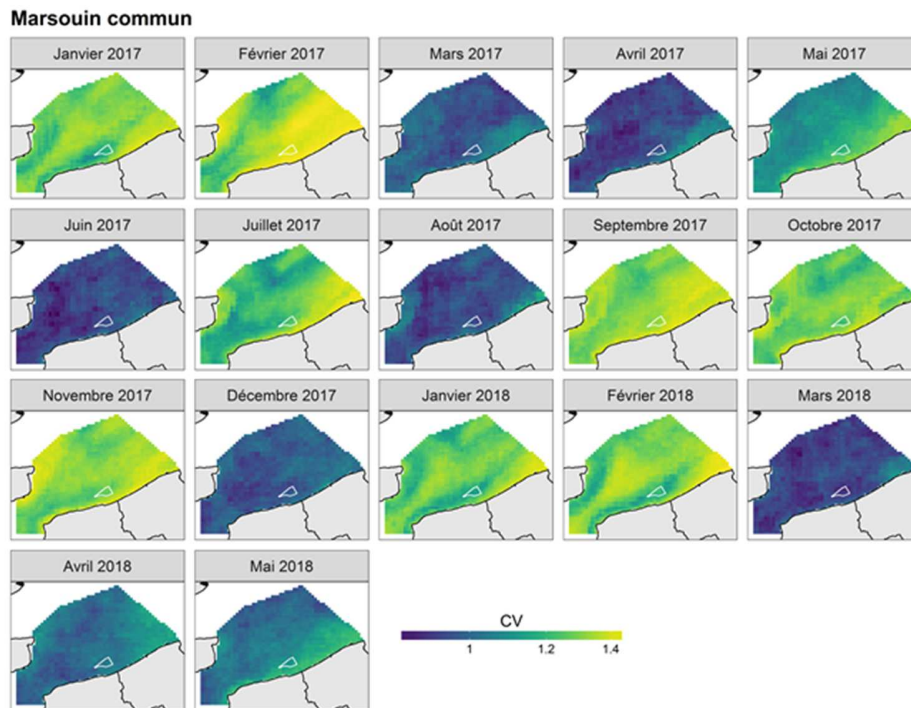
**Figure A6.8. Variables sélectionnées pour le modèle d'habitat de la mouette tridactyle (en colonne) et corrélations statistiques obtenues pour chaque session de vol et pour la situation moyenne (en ligne).** En ordonnée on retrouve les densités en individus/km<sup>2</sup> et en abscisse les valeurs variables. La zone bleue autour des relations représente l'intervalle de confiance à 95 %. « Anom. hauteur d'eau » signifie anomalie de hauteur d'eau.



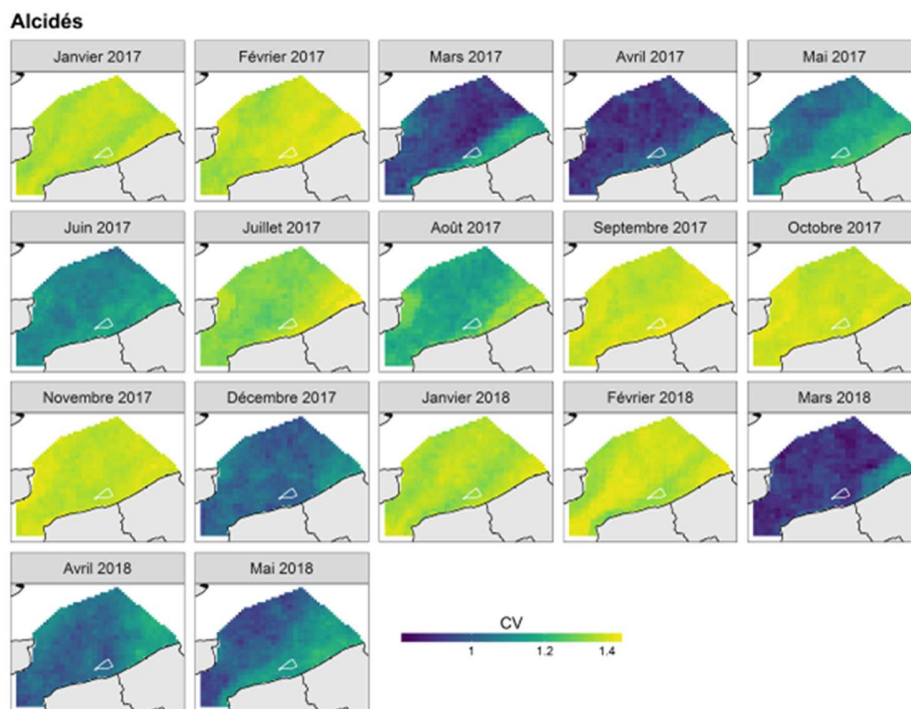
**Figure A6.9. Variables sélectionnées pour le modèle d'habitat des sternes (en colonne) et corrélations statistiques obtenues pour chaque session de vol et pour la situation moyenne (en ligne).** En ordonnée on retrouve les densités en individus/km<sup>2</sup> et en abscisse les valeurs variables. La zone bleue autour des relations représente l'intervalle de confiance à 95 %.



**Annexe 7. Coefficients de variation associés aux prédictions des modèles pour chaque groupe d'espèces.**



**Figure A7.1. Coefficients de variation (CV) associés aux prédictions du modèle du marsouin commun.**



**Figure A7.2. Coefficients de variation (CV) associés aux prédictions du modèle des alcidés.**



### Cormorans

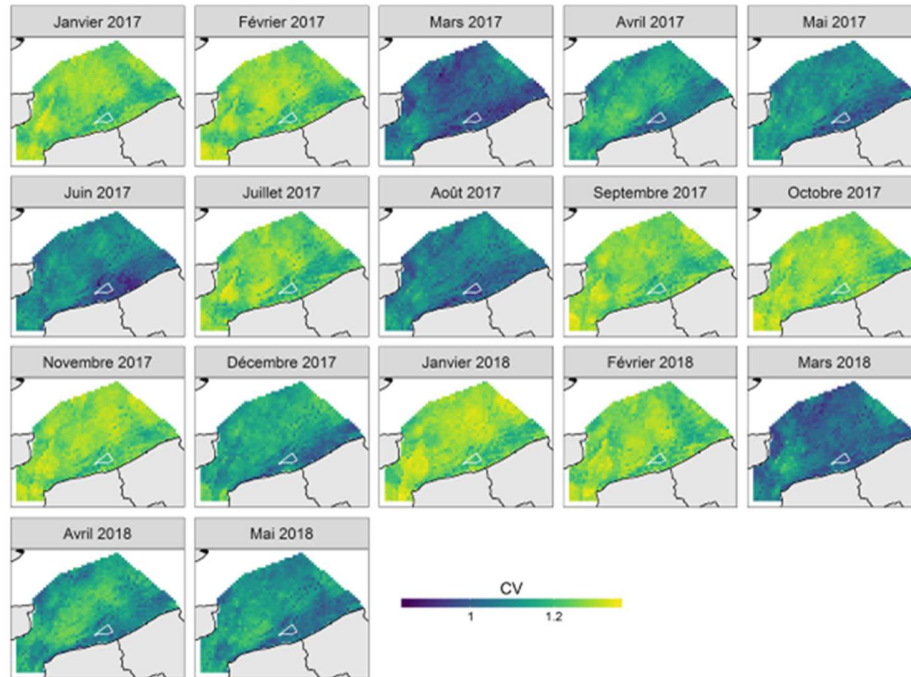


Figure A7.3. Coefficients de variation (CV) associés aux prédictions du modèle des cormorans.

### Fou de Bassan

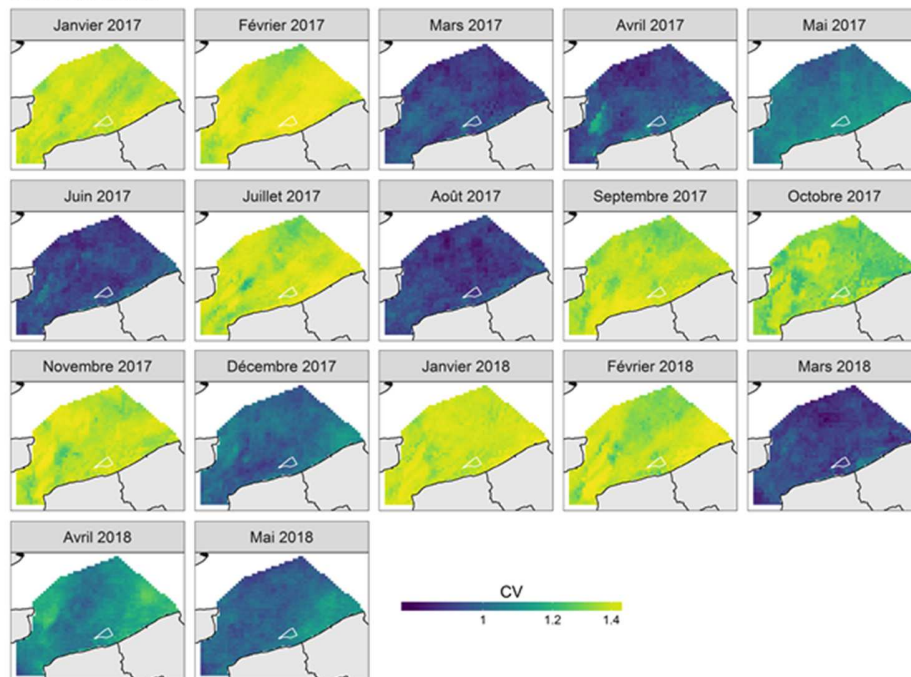


Figure A7.4. Coefficients de variation (CV) associés aux prédictions du modèle du fou de Bassan.

### Fulmar boréal

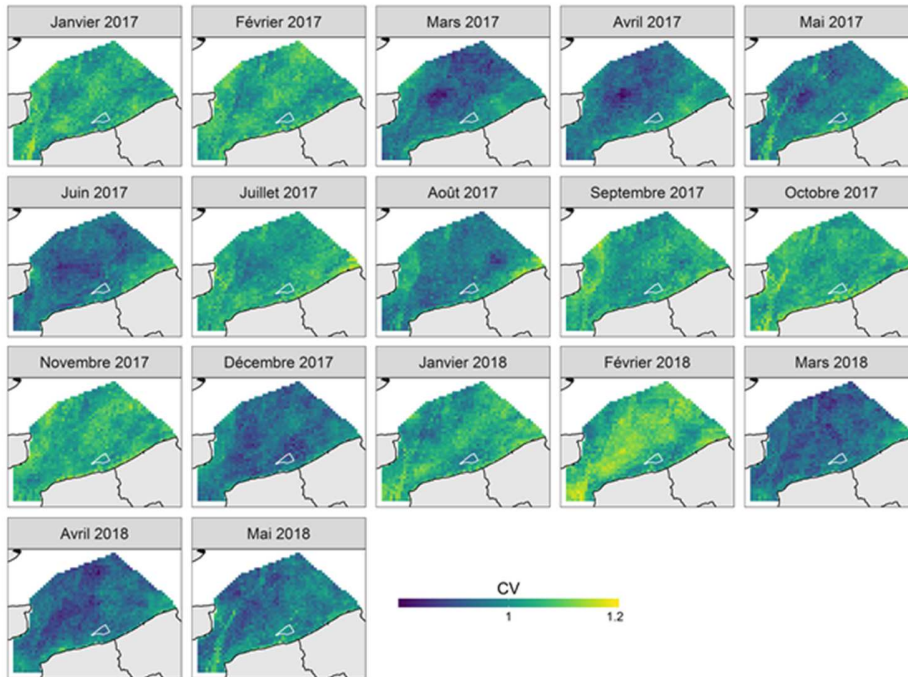


Figure A7.5. Coefficients de variation (CV) associés aux prédictions du modèle du fulmar boréal.

### Goélands gris

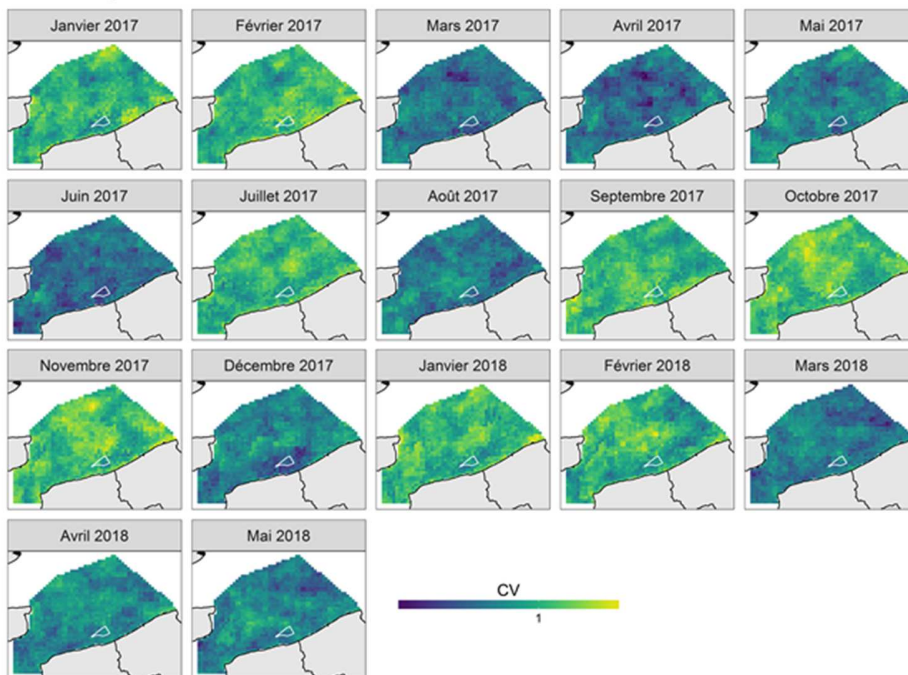


Figure A7.6. Coefficients de variation (CV) associés aux prédictions du modèle des goélands gris.

### Goélands noirs

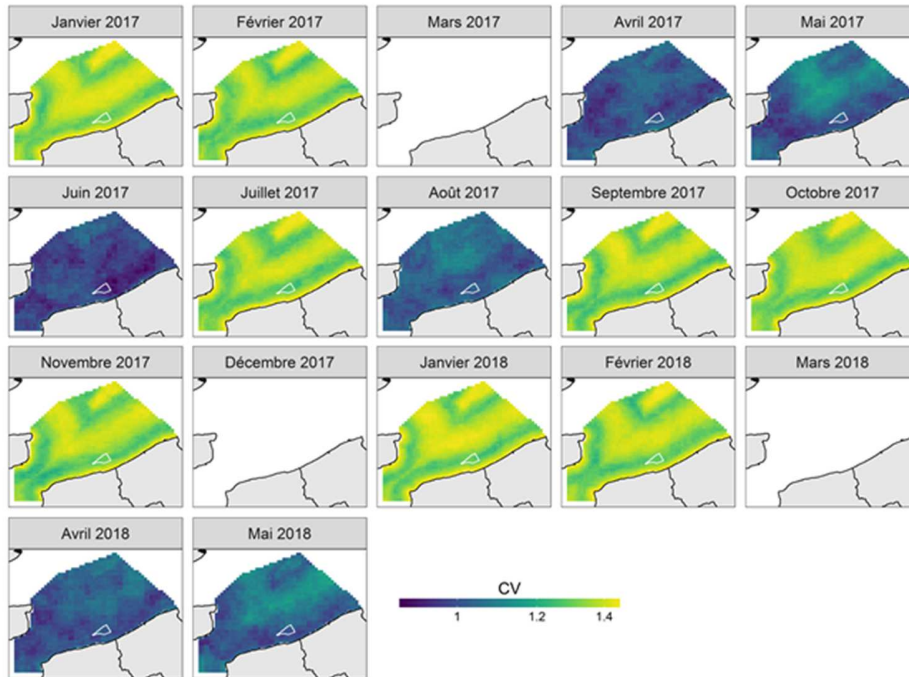


Figure A7.7. Coefficients de variation (CV) associés aux prédictions du modèle des goélands noirs.

### Mouette tridactyle

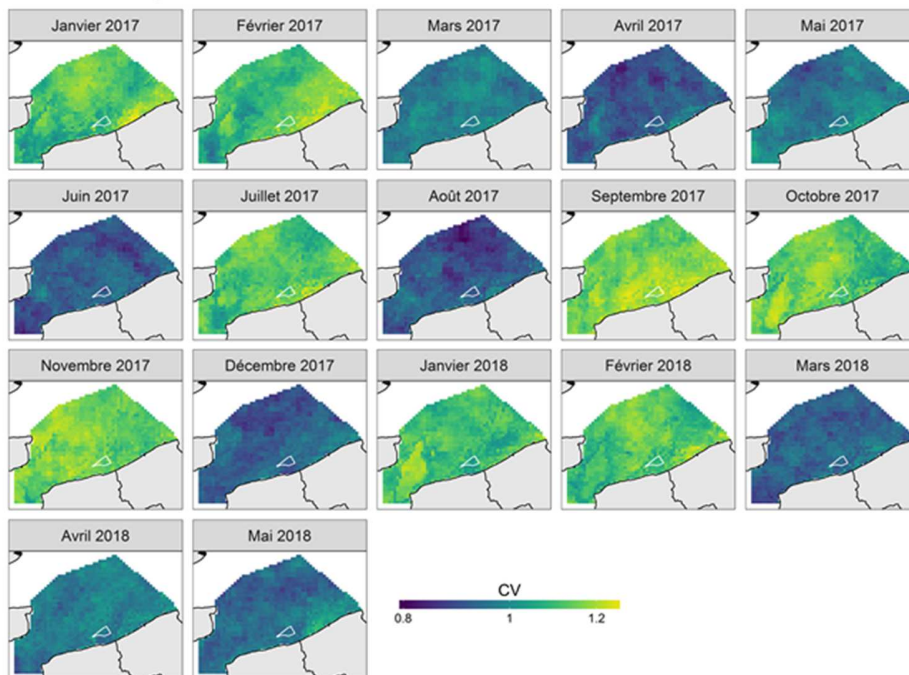


Figure A7.8. Coefficients de variation (CV) associés aux prédictions du modèle de la mouette tridactyle.

### Sternes

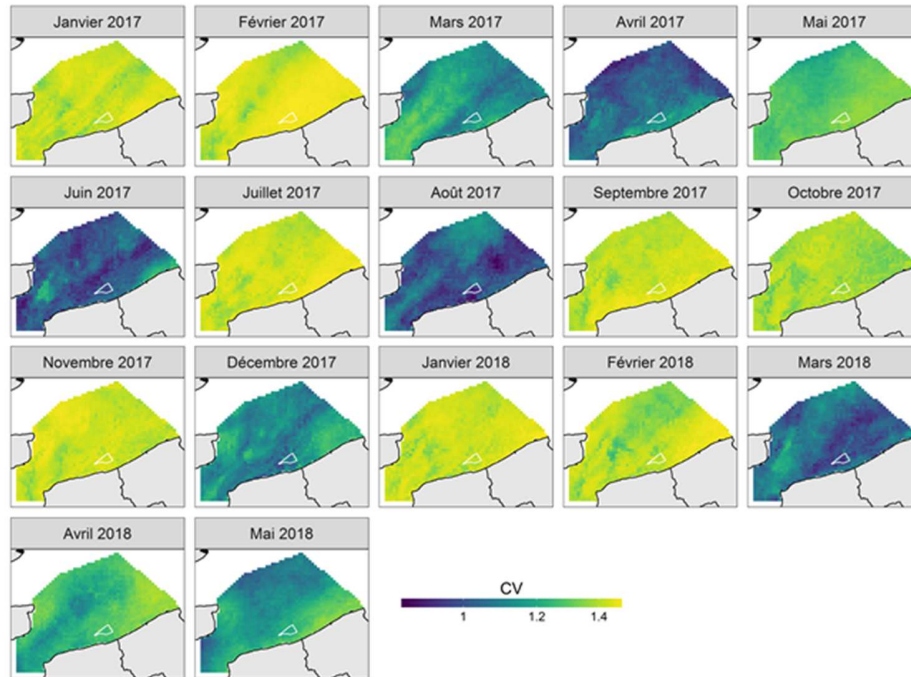
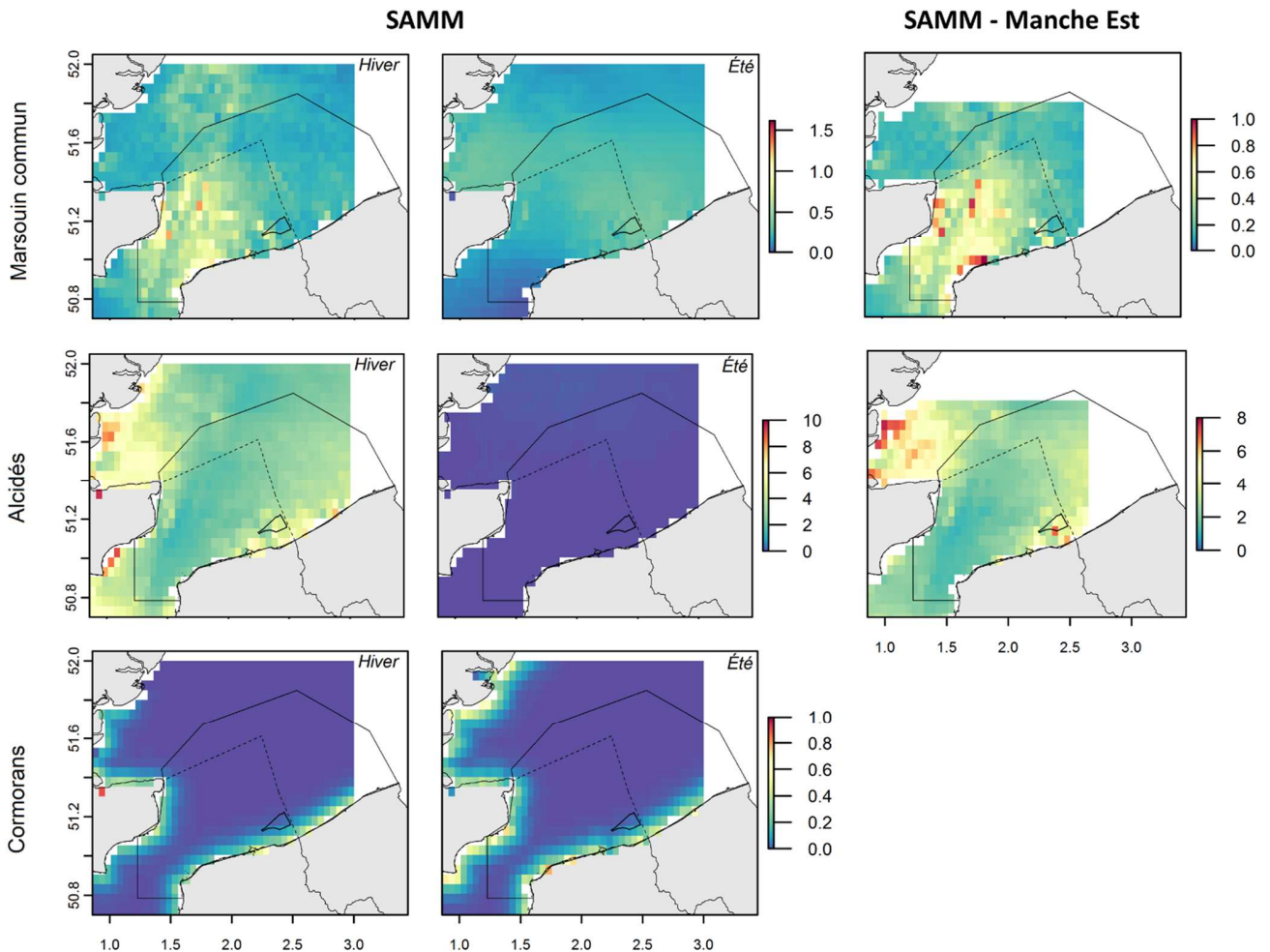


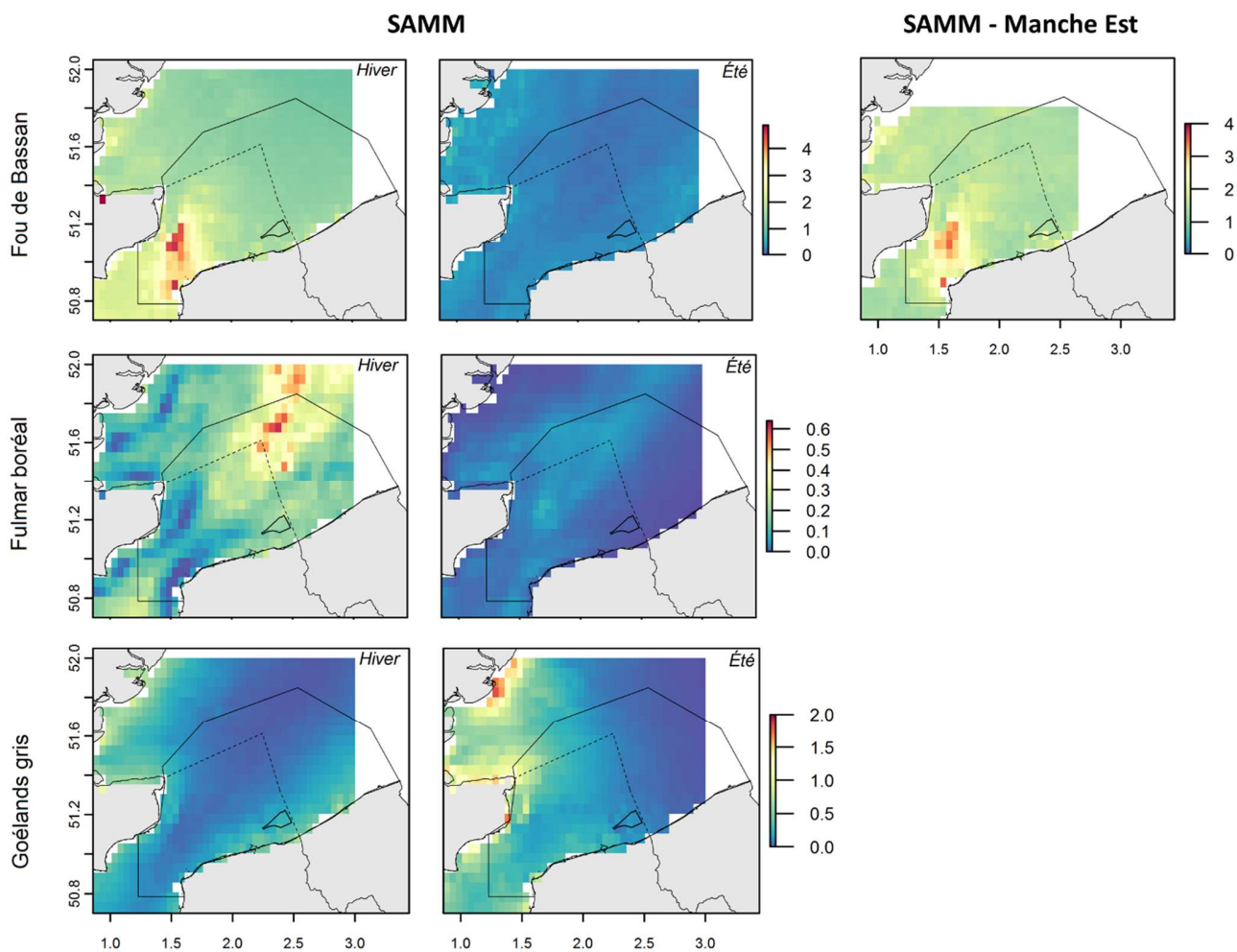
Figure A7.9. Coefficients de variation (CV) associés aux prédictions du modèle des sternes.



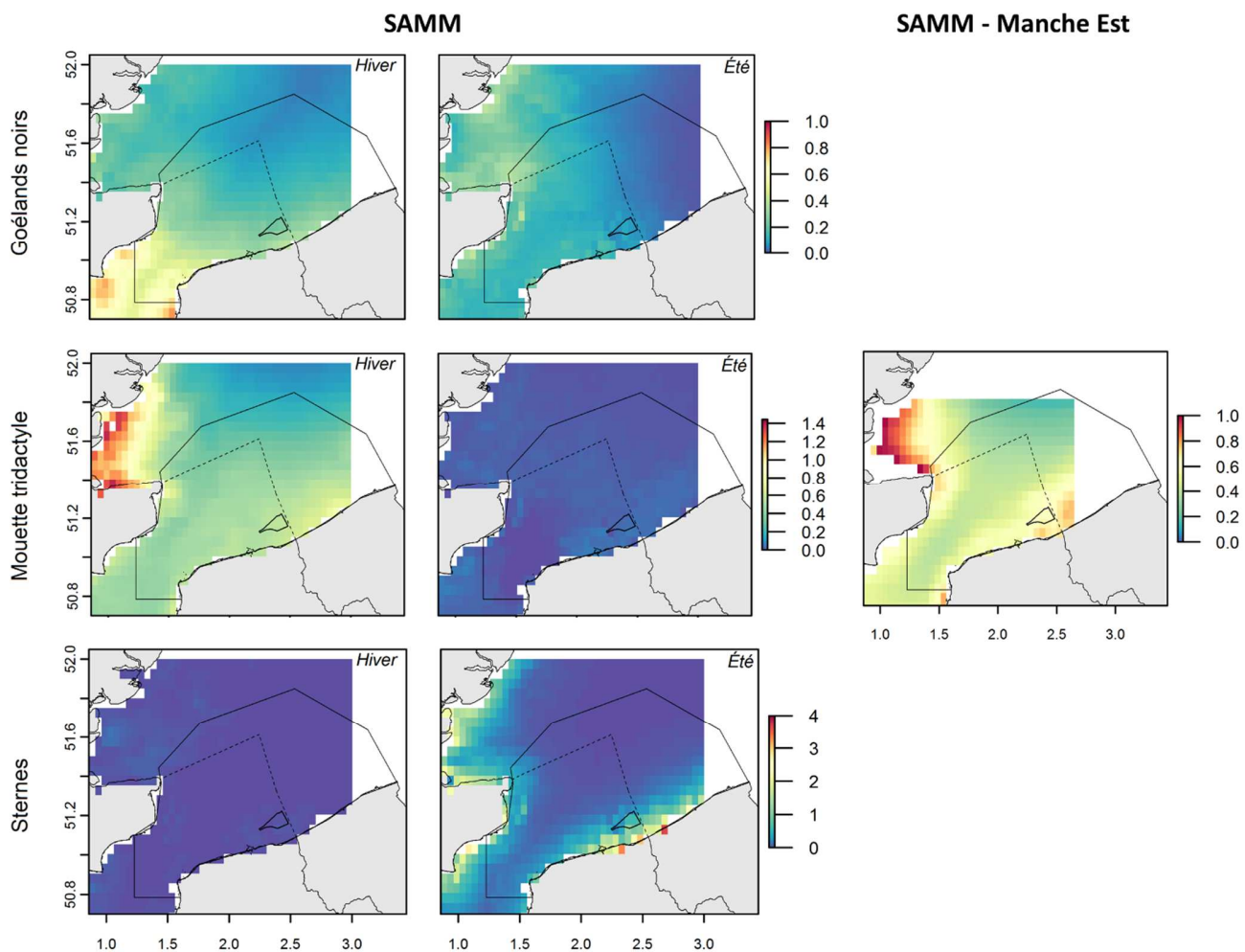
**Annexe 8. Densités prédites par les modèles d’habitat réalisés à partir des données des campagnes SAMM (hiver 2011-2012 et été 2012 ; Lambert et al., 2017). Pour les prédictions de la campagne SAMM-Manche Est, le modèle réalisé à partir des données de la campagne SAMM hiver a été utilisé pour réaliser les prédictions de la campagne SAMM-Manche Est (hiver 2011 ; Ricart et al., 2014).**



**Figure A8.1. Densités de marsouins, alcides et cormorans prédites par les modèles d’habitat réalisés à partir des données de SAMM hiver en 2011 (gauche), SAMM été en 2012 (milieu) et SAMM-Manche Est en hiver 2014 (droite). La zone pointillée représente la délimitation de la zone d’étude des campagnes SAMM et SAMM-Manche Est. La zone en trait plein représente la délimitation de la zone d’étude de la campagne LEDKOA. Le polygone noir représente la zone de projet du parc. Les prédictions issues des données des campagnes SAMM et SAMM-Manche Est ne couvrent pas l’ensemble de la zone d’étude de la campagne LEDKOA, entraînant une absence de prédiction dans la totalité de la zone.**



**Figure A8.2.** Densités de fous de Bassan, de fulmars boréaux et goélands gris prédites par les modèles d'habitat réalisés à partir des données de SMM hiver en 2011 (gauche), SMM été en 2012 (milieu) et SMM-Manche Est en hiver 2014 (droite). La zone pointillée représente la délimitation de la zone d'étude des campagnes SMM et SMM-Manche Est. La zone en trait plein représente la délimitation de la zone d'étude de la campagne LEDKOA. Le polygone noir représente la zone de projet du parc. Les prédictions issues des données des campagnes SMM et SMM-Manche Est ne couvrent pas l'ensemble de la zone d'étude de la campagne LEDKOA, entraînant une absence de prédiction dans la totalité de la zone.



**Figure A8.3. Densités de goélands noirs, mouettes tridactyles et sternes prédites par les modèles d'habitat réalisés à partir des données de SAMM hiver en 2011 (gauche), SAMM été en 2012 (milieu) et SAMM-Manche Est en hiver 2014 (droite).** La zone pointillée représente la délimitation de la zone d'étude des campagnes SAMM et SAMM-Manche Est. La zone en trait plein représente la délimitation de la zone d'étude de la campagne LEDKOA. Le polygone noir représente la zone de projet du parc. Les prédictions issues des données des campagnes SAMM et SAMM-Manche Est ne couvrent pas l'ensemble de la zone d'étude de la campagne LEDKOA, entraînant une absence de prédiction dans la totalité de la zone.



## RESUME

---

Dans un contexte de développement des filières d'énergie renouvelable en mer, un projet de construction de parc éolien a été proposé au large de Dunkerque (sud de la mer du Nord). Afin d'améliorer les connaissances sur l'abondance, la distribution et la saisonnalité de la mégafaune marine présente dans la zone du projet de parc, et dans le but de limiter les potentiels impacts sur la mégafaune marine, principalement le marsouin commun et les oiseaux marins, une campagne d'observation aérienne, la campagne LEDKOA (« Levée des risques pour l'appel d'offres Eolien au large de Dunkerque par Observation Aérienne »), a été mise en place. Afin d'étudier la variabilité intra-annuelle de la distribution et de l'abondance des espèces dans la zone d'étude, six survols ont été réalisés dans les eaux françaises de la mer du Nord, les eaux belges et une partie des eaux anglaises (au total environ 9 400 km<sup>2</sup>) entre avril 2017 et mai 2018. Pour l'ensemble des survols, 8 800 km d'effort ont été parcourus, 1 120 observations de marsouins communs et 6 800 observations d'oiseaux marins ont été collectées. Ces observations ont été utilisées pour estimer l'abondance des individus (méthode conventionnelle de *Distance sampling*), mais également pour identifier les corrélations statistiques entre les espèces et les caractéristiques de leur environnement afin de mieux comprendre et prédire la distribution spatiale des espèces au cours du temps (méthode de *density surface modelling*). L'ensemble des groupes d'espèces étudiés est présent dans la zone du projet de parc toute l'année mais les effectifs varient pour certains d'entre eux. Ainsi, les cormorans, goélands gris et goélands noirs sont présents toute l'année dans la zone d'étude de la campagne LEDKOA avec de faibles variations de leurs densités, le marsouin commun, le fou de Bassan, le fulmar boréal et les sternes sont plus présents au printemps et les densités d'alcidés et de mouettes tridactyles sont plus faibles en été et en automne. Finalement, cette campagne contribue à l'état initial avant la mise en place du projet de parc éolien et représente une avancée importante dans la connaissance de la distribution de la mégafaune marine dans le sud de la mer du Nord.



**AGENCE FRANÇAISE  
POUR LA BIODIVERSITÉ**  
Établissement public du ministère de l'Environnement

