



RÉPUBLIQUE  
FRANÇAISE

*Liberté  
Égalité  
Fraternité*



## Projet BRUICUME – Programme ECUME

Développement méthodologique pour évaluer l'impact cumulé lié au bruit généré durant la construction de parcs éoliens en mer sur le marsouin en Manche sans prise en compte de mesures d'évitement, de réduction et de compensation

Rapport d'analyse



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

[pelagis@univ-lr.fr](mailto:pelagis@univ-lr.fr)

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

## Septembre 2021

**Rédaction :** Auriane VIRGILI (UAR 3462-LRUniv), Vincent RIDOUX (UAR 3462-LRUniv)

Vérification : Groupe d'experts scientifiques du GT ECUME

Validation : Revue de projet du GT ECUME du 9 février 2023

Approbation : Marie-Pierre CABOS (MTES/DEB), Adeline MORLIERE (MTES/DGEC)

# 1 Le GT ECUME

Le présent rapport a été réalisé dans le cadre du GT ECUME.

La capacité du milieu marin à recevoir plus d'activités doit être évaluée au-delà de projets autorisés de manière successive, en portant un regard global sur leurs effets cumulés à l'échelle du milieu marin.

Le GT ECUME (Groupe de travail sur les Effets CUMulés des projets d'énergies Marines Renouvelables sur l'Environnement marin) répond au besoin identifié lors de la 2ème Conférence nationale de l'Océan d'avril 2016 de mener une réflexion sur l'intégration environnementale des projets d'énergies renouvelables en mer (EMR) en amont de toute décision d'implantation d'un de ces parcs. Cela nécessite en particulier une analyse des impacts cumulés de ces projets sur les écosystèmes marins et littoraux.

A cet égard, quatre objectifs complémentaires ont été identifiés pour le GT ECUME :

- améliorer les évaluations des projets d'EMR sur le volet « analyse des impacts cumulés », pour les services de l'État comme pour les porteurs des projets,
- identifier les connaissances scientifiques manquantes pour réaliser cette analyse et proposer une méthode opérationnelle pour combler les lacunes identifiées,
- améliorer la prise en compte des autres sources de pression que les projets EMR et de leurs évolutions futures,
- sécuriser les autorisations administratives des projets d'EMR vis-à-vis des engagements de la France pour la préservation des écosystèmes marins.

L'atteinte de ces objectifs implique la proposition de méthodes d'évaluation nécessaires à mettre en place afin que les projets français d'énergies renouvelables en mer – non encore autorisés – puissent être mis en œuvre en répondant à l'exigence introduite par la loi sur la biodiversité de 2016<sup>1</sup> à savoir « l'absence de perte nette de biodiversité » par la mise en place de mesures de la séquence « éviter, réduire, compenser », dite « séquence ERC ».

Dans ce contexte, le GT ECUME a pour but d'apporter des réponses d'experts de l'environnement marin, sur les impacts cumulés des projets de parcs éoliens en mer déjà attribués afin de bien les prendre en compte pour les futurs projets de parcs non encore autorisés. Pour cela une démarche méthodologique d'analyse de ces impacts cumulés doit être proposée. Cette démarche est, dans un premier temps, définie et testée sur un périmètre d'étude restreint constitué de deux parcs situés au large de la Normandie, ceux de Fécamp et Courseulles-sur-Mer. Elle a vocation à être ensuite généralisée et appliquée à l'ensemble des projets de parcs éoliens en mer de la façade Manche- Mer du Nord, ou adaptée et reproduite pour d'autres façades.

---

<sup>1</sup> Loi n° 2016-1087 « Loi pour la reconquête de la biodiversité, de la nature, et des paysages »



## Table des matières

1	Le GT ECUME .....	3
2	Avant-propos .....	6
3	Glossaire .....	7
4	Résumé.....	10
5	Introduction.....	11
6	Matériels et méthodes.....	12
6.1	Zone d'étude .....	12
6.1.1	Les projets de parcs éoliens en France .....	12
6.1.2	Focus sur les parcs de Courseulles-sur-Mer et Fécamp .....	14
6.2	Espèce cible : le marsouin .....	16
6.3	Approche méthodologique .....	17
6.4	Cartes de densités de marsouins.....	18
6.4.1	Campagnes SAMM I.....	18
6.4.2	Modélisation d'habitat.....	18
6.4.3	Cartes de prédictions saisonnières .....	19
6.4.4	Simulation des cartes de prédictions journalières .....	20
6.4.5	Simulation de la distribution des groupes d'individus .....	21
6.5	Cartes de bruit.....	22
6.5.1	Seuils d'impacts.....	22
6.5.2	Logiciel Quonops© .....	25
6.5.3	Tests préliminaires .....	28
6.6	Estimation du nombre d'animaux potentiellement exposés.....	29
6.6.1	Les différents scénarios de bruit.....	29
6.6.2	Superposition des cartes de bruit et de distributions des individus.....	31
7	Résultats .....	32
7.1	Tests préliminaires.....	33
7.2	Distribution moyenne des marsouins dans la zone de simulation .....	34
7.3	Estimation du nombre d'animaux potentiellement exposés à une seule activité dans un parc.....	34
7.4	Estimation du nombre d'animaux potentiellement exposés à un cumul d'activités dans un parc .....	36
7.5	Estimation du nombre d'animaux potentiellement exposés à un cumul d'activités dans deux parcs .....	37
8	Discussions .....	39
8.1	Considérations méthodologiques .....	39
8.1.1	Avantages et limites de la méthode.....	39
8.1.2	Améliorations envisageables .....	41
8.2	Evaluation du dérangement.....	42
8.3	Méthodes de réduction permettant de diminuer l'impact sur les espèces.....	43
9	Conclusion .....	44
10	Références.....	46
11	Annexes .....	51

## 2 Avant-propos

### **Citation du document :**

Virgili A., Ridoux, V. 2021. Développement méthodologique pour évaluer l'impact cumulé lié au bruit généré durant la construction de parcs éoliens en mer sur le marsouin en Manche sans prise en compte de mesures d'évitement, de réduction et de compensation. Observatoire Pelagis / GT ECUME. 47 pages + annexes.

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

Dans le cadre du développement de l'énergie éolienne en mer en Manche, l'objectif de ce rapport est de proposer une première approche méthodologique pour estimer le nombre de marsouins potentiellement exposés à la construction des parcs éoliens de Courseulles-sur-Mer et Fécamp en prenant en compte un éventuel effet cumulé de la construction de ces parcs mais sans prise en compte de mesures d'évitement, de réduction et de compensation potentiellement opérées par les porteurs de projet.

### **Avertissement :**

Ce rapport ne constitue pas un guide méthodologique d'évaluation des effets cumulés du GT ECUME, mais un exemple de mise en œuvre d'une méthodologie.

### **Remerciements :**

Nous remercions Quiet Oceans pour leur disponibilité lorsque nous avons des questions au sujet du logiciel Quonops®.

### 3 Glossaire

**Abondance :**

Nombre d'individus composant une population donnée.

**Battage de pieux :**

Action d'enfoncer un pieu en frappant sur sa tête, au moyen d'un marteau hydraulique.

**Clapage :**

Opération consistant à déverser en mer des substances (déchets, matériaux, produits de dragage), généralement à l'aide d'un navire dont la cale peut s'ouvrir par le fond. Opération réalisée lors de l'installation des fondations gravitaires.

**Densité :**

Abondance d'une population exprimée en nombre d'individus par unité de surface (e.g. par km<sup>2</sup>).

**DEPONS :**

*Disturbance Effects of Noise on the Harbour Porpoise Population in the North Sea*, modèle d'impact populationnel.

**Distribution :**

Zone délimitant la répartition géographique d'une espèce.

**Dragage :**

Prélèvement de sédiments marins.

**Elicitation d'experts :**

Technique formelle pour combiner les opinions de nombreux experts. Utilisée dans les situations où il y a un manque relatif de données mais un besoin urgent de décisions de conservation.

**EMR :**

Energies Marines Renouvelables, comprennent l'ensemble des technologies permettant de produire de l'électricité à partir de différentes forces ou ressources du milieu marin : la houle, les courants, les marées, le gradient de température entre les eaux de surface chaudes et les eaux froides en profondeur.

**Fitness :**

Capacité d'un individu à produire des descendants viables et reproducteurs, relativement aux autres individus de la même population et au même moment.

**Forage :**

Action de creuser un trou dans le sol.

Individus.jour :

Nombre d'individus potentiellement exposés par jour par une activité génératrice de bruit.

iPCoD :

*interim Population Consequences of Disturbance*, modèle d'impact populationnel.

Line-transect :

Consiste à parcourir un milieu dans de bonnes conditions (vitesse régulière, météo correcte), et à noter le nombre d'animaux rencontrés pour une espèce donnée mais aussi sa distance par rapport au transect.

Mitigation :

Opération destinée à atténuer une action (mesure de réduction).

Modélisation d'habitat :

Création d'un modèle qui établit un lien entre les données d'observation des espèces (occurrence ou abondance) et les caractéristiques environnementales ou spatiales du milieu (Elith & Leathwick, 2009).

Mysticètes :

Cétacés à fanons qui regroupent les baleines et les rorquals.

Odontocètes :

Cétacés à dents qui regroupent les dauphins, marsouins, cachalots, orques, globicéphales, narvals et bélugas.

Pinnipèdes :

Mammifères semi-aquatiques de l'ordre des Carnivores qui regroupent les Phocidés (phoques et éléphants de mer), les Otariidés (otaries à fourrure et lions de mer) et les Odobénidés (morses).

PTS :

*Permanent Threshold Shift*, diminution permanente du seuil d'audition de l'animal.

RMSE :

*Root Mean Square Error*, racine carrée de l'erreur quadratique moyenne.

SEL :

*Sound Exposure Level*, niveau d'exposition sonore : bruit reçu qui intègre le niveau de bruit et la durée d'exposition.

Siréniens :

Mammifères aquatiques qui regroupent les Dugongidés (dugongs) et les Trichéhidés (lamantins).

Taux vitaux :

Probabilité qu'un individu survive d'une année à l'autre, probabilité qu'une individu femelle adulte donne naissance à un petit en un an.

Transect :

Ligne virtuelle ou physique que l'on met en place pour étudier un phénomène où l'on comptera les occurrences.

TTS :

*Temporary Threshold Shift*, diminution temporaire du seuil d'audition de l'animal.

Vibrofonçage :

Effet produit par un vibreur pour enfoncer des éléments dans le sol.

## 4 Résumé

Avec le développement des activités humaines en mer, le bruit ambiant sous-marin d'origine anthropique a considérablement augmenté ces dernières décennies. Les effets sur les espèces, notamment sur les mammifères marins qui utilisent les sons pour se déplacer, se nourrir ou communiquer mais également sur les poissons, les tortues marines, les crustacés ou les céphalopodes, peuvent être multiples (masquage des communications, changements comportementaux, fuite ou abandon d'un habitat, voire lésions de l'appareil auditif en cas de fortes intensités).

L'objectif de notre étude est de proposer **une première approche méthodologique qui permettrait d'estimer le nombre d'animaux potentiellement exposés au cumul des activités de construction de deux parcs éoliens qui auraient lieu isolément ou conjointement en Manche** (Courseulles-sur-Mer et Fécamp). Les effets de la construction des parcs éoliens sur la population de marsouins présentés dans ce rapport ont été estimés sans intégrer les mesures d'évitement, de réduction et de compensation (ERC) prévues par les industriels et approuvées par les préfets. Il s'agit d'une **étude théorique destinée uniquement à tester des modèles à l'échelle de deux parcs éoliens en mer dans l'objectif d'appréhender la faisabilité technique d'utilisation de modèles jamais testés à ce jour dans le cadre d'un cumul.**

En nous basant sur des cartes de densités de marsouins précédemment réalisées suite à la campagne SAMM I de 2011-2012, nous avons simulé la distribution journalière en été et en hiver de la population de marsouins en Manche. Des cartes de niveaux d'exposition sonore ont également été simulées par le logiciel Quonops© pour chaque type d'activité isolément ou en simultanément à partir desquelles des zones de perturbations (dommages permanents, temporaires, changements comportementaux, sans effet) ont été délimitées sans prendre en compte des mesures ERC. Les cartes de distributions et les zones de perturbation ont ensuite été superposées afin d'estimer le nombre moyen d'animaux présents dans chaque zone de perturbation dans le cas d'un bruit instantané, cumulé sur 24h et moyenné sur la saison été et hiver.

Bien que de nombreuses limites aient été soulevées, nous sommes satisfaits des premiers résultats obtenus car nous avons été en mesure d'identifier les activités potentiellement plus impactantes pour la population de marsouins de la Manche centrale, sans prise en compte de mesures ERC, à savoir le battage de pieux et le vibrofonçage, et également de mettre en évidence un impact plus important d'un cumul d'activités. Le but de la méthodologie développée n'est pas d'obtenir des estimations précises du nombre de marsouins potentiellement exposés mais de pouvoir comparer les effets sur la population de différentes techniques qui pourraient être utilisées et du phasage qui pourrait être opéré.

Dès lors que nous avons accès à des cartes de densités d'animaux et à des cartes de simulation de niveaux de bruit émis par les activités de construction, **la méthodologie que nous avons développée est facilement applicable sur tous types d'activités et d'espèce.**

Les principales limites qui persistent sont (i) notre incapacité, du moins pour le moment, à simuler les déplacements des individus qui nous permettraient de compter le nombre d'animaux potentiellement exposés sur la totalité de la période de construction et (ii) l'impossibilité de prendre en compte des mesures ERC dans la simulation des cartes de bruit.

Cette méthodologie constitue une **première approche qui pourrait servir de base à de futurs développements**, l'idéal étant de s'approcher des modèles d'impact populationnel tel que DEPONS qui sont à l'heure actuelle les modèles les plus développés pour estimer l'impact de la construction des parcs éoliens sur la population de marsouins de mer du Nord. Les futures études d'impact réalisées dans le cadre de programmes de recherche ou par les porteurs de projets devraient favoriser l'acquisition de nouvelles données et le développement de nouvelles méthodologies telles que celle proposée dans cette étude.

## 5 Introduction

Avec le développement des activités humaines en mer telles que le trafic maritime, la pêche, les énergies renouvelables et les usages récréatifs, le bruit ambiant sous-marin d'origine anthropique a considérablement augmenté ces dernières décennies (Hildebrand, 2009 ; Chapman & Price, 2011 ; Faulkner et al., 2018). Les effets sur les espèces, notamment sur les mammifères marins qui utilisent les sons pour se déplacer, se nourrir ou communiquer mais également sur les poissons, les tortues marines, les crustacés ou les céphalopodes, peuvent être multiples (Jepson et al., 2003 ; Popper & Hastings, 2009 ; DeRuiter & Doukara, 2012 ; Mooney et al., 2012 ; Edmonds et al., 2016 ; Erbe et al., 2016 ; Nelms et al., 2016 ; Caroll et al., 2017 ; Simonis et al., 2020). Ils peuvent provoquer des masquages qui empêchent la communication, provoquer des changements comportementaux temporaires pouvant entraîner la fuite ou l'abandon d'un habitat mais également, en cas de fortes intensités perçues par les animaux, provoquer des lésions qui peuvent conduire, de manière indirecte, à la mort des animaux (*e.g.* incapacité à se nourrir, à détecter les prédateurs ; Merchant et al., 2017). La pollution sonore apparaît donc comme une menace pour l'environnement marin et il est important de comprendre les effets qu'elle peut avoir sur les espèces afin de mettre en place des mesures d'évitement, de réduction et de compensation (ERC). En fonction de l'intensité de l'impact évalué, le porteur de projet d'un parc éolien en mer met en place des mesures ERC telles que le choix d'intervenir durant une période de moindre présence des mammifères marins ou la mise en place d'un rideau de bulle ou de manchons autour du pieux battu pour atténuer le bruit.

Dans l'environnement marin, les mammifères, comme tous les prédateurs, assurent la résilience et la santé des écosystèmes (Duffy, 2003). Des changements dans leur abondance et leur distribution peuvent entraîner des modifications de la structure et de la fonction des écosystèmes par le biais de cascades trophiques (Estes et al., 2011) mais également aggraver les impacts anthropiques en augmentant, par exemple, la sensibilité d'un écosystème aux espèces envahissantes ou à la perte de biodiversité (deRiviera et al., 2005). Les prédateurs peuvent donc servir d'indicateurs de la santé des écosystèmes (Furness & Camphuysen, 2005) et d'éléments clés dans la gestion écosystémique. Les approches de gestion spatiale et écosystémique reposent sur la compréhension de la distribution des prédateurs et des impacts cumulés de multiples facteurs de stress sur les groupes d'espèces (Halpern et al., 2008a ; Maxwell et al., 2013).

Derrière le terme impact cumulé, se trouvent différentes définitions qui sont distinguées dans le rapport des Académies Nationales des Sciences, de l'Ingénierie et de la Médecine (National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine, 2016), USA. Une différence est ainsi faite entre l'exposition totale (*aggregate exposure*), définie comme l'exposition à une pression provenant de sources multiples (*e.g.* le battage pieux simultané dans différents parcs éoliens en construction), et le risque cumulé (*cumulative risk*), défini comme le **risque combiné d'expositions à de multiples pressions intégrées sur une période définie** (jour, saison, année ou vie entière ; *e.g.* effet du battage de pieux, du trafic maritime, des captures accidentelles et de la pollution chimique sur la vie d'un individu). Lorsque plusieurs pressions interagissent en synergie, les effets sur les populations peuvent être décuplés (*e.g.* ajout d'une source de bruit qui empêche les animaux d'emprunter le corridor qui les mène aux zones d'alimentation ; Nabe-Nielsen et al., 2014). Même au sein d'une unique activité, un parc éolien par exemple, les pressions peuvent être de sources multiples (prospection sismique, battage de pieux, présence de navires, destruction de l'habitat...). Par conséquent, si l'on souhaite prendre en compte l'effet cumulé de l'ensemble des pressions auxquelles sont soumises les espèces pour évaluer les impacts sur les dynamiques des populations, il est essentiel de considérer l'ensemble des impacts liés au bruit mais également aux autres activités génératrices de pressions (*e.g.* pollution chimique, capture accidentelle) et de les intégrer dans le temps car ces activités peuvent être simultanées ou successives et donc avoir des impacts répétés à plus ou moins long terme.

L'effet cumulé est difficile à étudier dans l'environnement marin car il est complexe de quantifier les distributions spatiales et temporelles de la ressource, des perturbations et des autres facteurs qui affectent les organismes (Nabe-Nielsen et al., 2014). **Un manque important de connaissances est constaté notamment sur les données physiologiques, démographiques et comportementales des espèces en réaction aux différentes pressions.** Halpern et al. (2008b) ont proposé une carte mondiale des impacts humains sur les écosystèmes en émettant de très fortes hypothèses comme une importance égale des différentes pressions, une répartition uniforme des effets de ces pressions, des réponses linéaires et constantes des écosystèmes aux pressions où chaque espèce réagit différemment aux différentes pressions selon leurs intensités, leurs durées ou les stades de vie qui peuvent être touchés. Cet axe de recherche reste donc à développer.

La DCSMM (Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin) demande aux Etats membres de l'Union Européenne d'atteindre le Bon Etat Ecologique (BEE). Parmi les descripteurs mis en place, le D11 bruit sous-marin a pour but d'évaluer le bruit d'origine anthropique (continu et impulsif), ainsi que son impact sur la vie marine (Directive 2008/56/CE du Parlement Européen et du Conseil du 17 juin 2008). Des mesures seront ensuite mises en place si le BEE n'est pas atteint. Pour répondre à ces objectifs, il est nécessaire de quantifier le risque engendré par la pollution sonore sur les espèces mais également de quantifier l'effet cumulé des différentes pressions acoustiques, et anthropiques dans leur ensemble.

A l'heure actuelle, l'activité humaine génératrice de bruit sous-marin la plus étudiée et la plus documentée est certainement l'activité éolienne en mer, notamment en mer du Nord. En effet, cette activité s'est considérablement développée en mer du Nord et de nombreuses études ont été menées pour évaluer l'effet de la construction des différents parcs éoliens. Dans ce contexte, différentes approches ont été développées pour estimer l'effet potentiel du développement des parcs éoliens en mer ainsi que l'effet cumulé qui pourrait être observé lors de la construction de plusieurs parcs. Parmi ces approches, nous pouvons citer les modèles d'impact populationnel DEPONS (*Disturbance Effects of Noise on the Harbour Porpoise Population in the North Sea*; Nabe-Nielsen et al., 2014) et iPCoD (*interim Population Consequences of Disturbance*; Harwood et al., 2014). Ces deux modèles ont été décrits en détail dans le rapport de Virgili & Ridoux (2021) dans lequel nous avons mis en évidence que ces modèles nécessitent un grand nombre de paramètres (de mouvement, de distribution, démographiques) pour être implémentés. En Manche, ces données ne sont actuellement pas disponibles et ces modèles ne pourraient pas être mis en œuvre.

L'objectif de notre étude est de proposer une première approche méthodologique qui nous permettrait d'estimer le nombre d'animaux potentiellement exposés à des activités de construction qui auraient lieu isolément ou conjointement au sein d'un ou de deux parcs éoliens en Manche (Courseulles-sur-Mer et Fécamp). Les effets de la construction des parcs éoliens sur le nombre de marsouins présentés dans ce rapport ont été estimés sans intégrer les mesures d'évitement, de réduction et de compensation prévues par les industriels et approuvées par les préfets. Il s'agit d'une étude théorique destinée uniquement à tester des modèles à l'échelle de deux parcs éoliens en mer dans l'objectif d'appréhender la faisabilité technique d'utilisation de modèles jamais testés à ce jour dans le cadre d'un cumul. L'approche que nous proposons est plus simple que celle proposée dans les modèles d'impact populationnel, nécessairement moins complète et associée à de nombreuses limites qui seront définies. Il s'agit d'une première tentative qui nous permet d'avancer dans le processus d'estimation des impacts potentiels sur les mammifères marins du développement des parcs éoliens en mer.

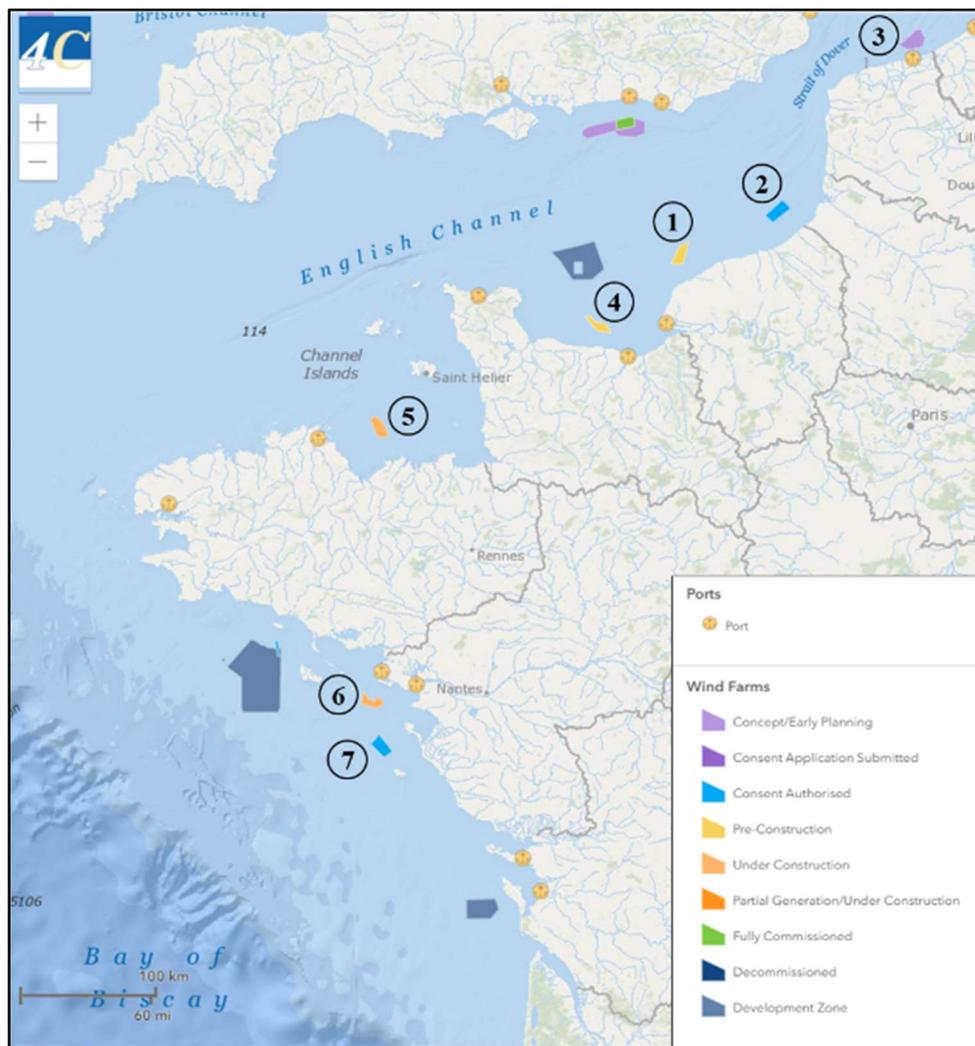
Dans une première partie, nous décrirons la zone et l'espèce sur laquelle se concentre notre étude et la méthodologie employée. Dans une seconde partie, nous présenterons les résultats obtenus à partir de notre méthode. Dans une troisième partie, nous reviendrons sur les avantages et limites de notre méthodologie, sur les possibilités d'améliorations et sur les méthodes de réduction de la pollution sonore, décrites dans la littérature, qui pourraient permettre une diminution des impacts des activités de construction sur les cétacés.

## 6 Matériels et méthodes

### 6.1 Zone d'étude

#### 6.1.1 Les projets de parcs éoliens en France

En France, la loi de transition énergétique pour la croissance verte adoptée en 2015 fixe un développement de l'éolien en mer pour atteindre un objectif de 40% d'électricité renouvelable d'ici 2030. L'objectif est d'atteindre une capacité d'éolien en mer de 2,4 GW en 2023 et environ 5 GW en 2028 (<https://www.ecologie.gouv.fr/eolien-en-mer-0>). Sept projets de parcs éoliens ont été attribués depuis 2012 dont cinq sont situés en Manche (Courseulles-sur-Mer, Dieppe - Le Tréport, Dunkerque, Fécamp, Saint-Brieuc, Saint-Nazaire et Yeu - Noirmoutier), avec des mises en service prévues à partir de 2022 (Fig. 1 ; Tableau 1).



**Fig. 1. Parcs éoliens attribués le long des côtes françaises métropolitaines (d'après <https://www.4coffshore.com/offshorewind/>). 1 : Courseulles-sur-Mer, 2 : Dieppe - Le Tréport, 3 : Dunkerque, 4 : Fécamp, 5 : Saint-Brieuc, 6 : Saint-Nazaire, 7 : Yeu – Noirmoutier.**

Les espèces de mammifères marins qui pourraient être impactées par la construction de ces parcs en Manche sont les marsouins (*Phocoena phocoena*), les grands dauphins (*Tursiops truncatus*), les dauphins communs et bleu et blanc (*Delphinus delphis*, *Stenella coeruleoalba*), les lagénorhynques à bec blanc (*Lagenorhynchus albirostris*) et les phoques gris et veaux-marins (*Halichoerus grypus*, *Phoca vitulina*).

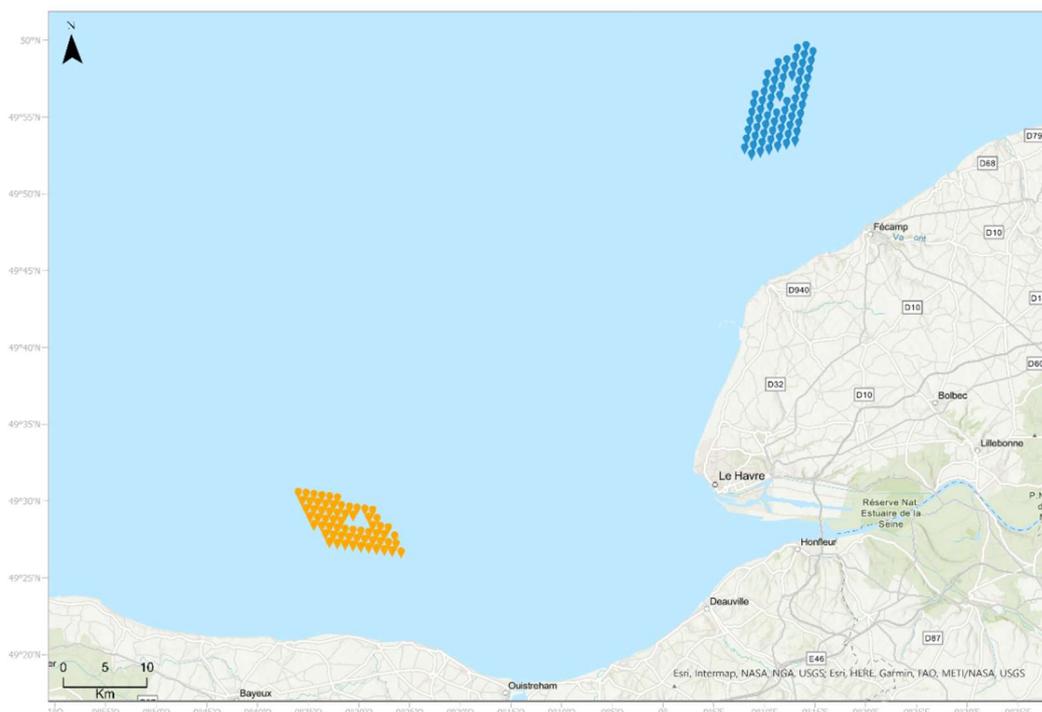
**Tableau 1. Caractéristiques de parcs éoliens attribués en France (d'après <https://www.eoliennesenmer.fr/presentation> ; <https://www.ecologie.gouv.fr/eolien-en-mer-0> ; <https://parc-eolien-en-mer-de-dunkerque.fr/presentation-du-projet/>). MW : méga watts.**

Parc	Courseulles	Dieppe - Le Tréport	Dunkerque	Fécamp	Saint-Brieuc	Saint-Nazaire	Yeu - Noirmoutier
Département	Calvados	Seine-Maritime	Nord	Seine-Maritime	Côtes d'Amor	Loire-Atlantique	Vendée
Puissance (MW)	450	496	600	498	496	480	496
Puissance unitaire (MW)	6	8	13	6	8	6	8
Nombre d'éoliennes	64	62	46	71	62	80	62
Type de fondations	Monopieux	Jacket	Monopieux	Gravitaire	Jacket	Monopieux	Jacket
Distance de la côte (km)	10	15	10	13 à 22	16	12 à 20	10
Surface couverte (km <sup>2</sup> )	50	110	50	60	75	78	83
Date de 1 <sup>ère</sup> mise en service	2024	2026	2027	2023	2023	2022	2025
Lauréat	Éolien Maritime France	Éoliennes en Mer Dieppe – Le Tréport	EDF Renouvelables, Innogy et Enbridge	Éolien Maritime France	Ailes marines SAS	Éolien Maritime France	Eoliennes en Mer îles d'Yeu et de Noirmoutier

### 6.1.2 Focus sur les parcs de Courseulles-sur-Mer et Fécamp

Afin d'évaluer l'impact de la construction des parcs éoliens en Manche, il serait nécessaire de considérer l'ensemble des parcs attribués. Toutefois dans cette étude, nous nous concentrerons uniquement sur les parcs de Courseulles-sur-Mer et Fécamp (Fig. 2) car nous proposons une première approche qui nécessitera d'être approfondie et élargie à d'autres parcs éoliens.

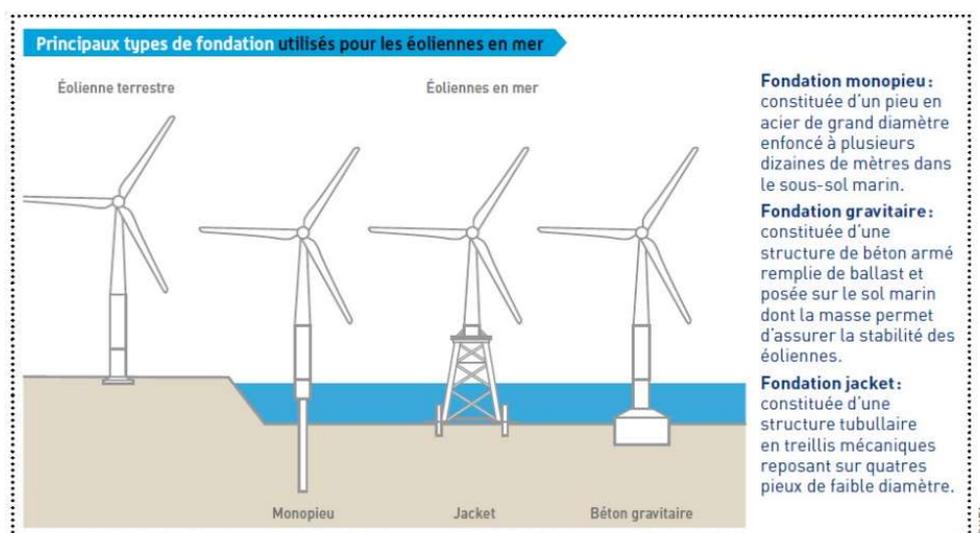
Le parc de Courseulles sera composé de 64 éoliennes. Les techniques utilisées seront le forage, le remblai et le vibrofonçage des monopieux (Fig. 3). Il n'y aura pas de simultanéité entre ces activités, tous les forages seront d'abord réalisés, puis le remblai et enfin le vibrofonçage un à un des monopieux. La sous station électrique quant à elle fera intervenir du battage de quatre pieux pour une fondation jacket (Fig. 3). Le battage des fondations de la sous station électrique pourrait être concomitant du forage des fondations des éoliennes.



**Fig. 2. Positions des éoliennes pour les parcs attribués de Fécamp (en bleu) et de Courseulles-sur-Mer (en orange).**

Le parc de Fécamp sera composé de 71 éoliennes implantées avec des fondations gravitaires (Fig. 3). Ce sont essentiellement des activités de clapage avec apports de matériaux qui sont planifiées. La sous station électrique fera intervenir du battage de quatre pieux pour une fondation jacket (Fig. 3). Le battage des fondations de la sous station électrique pourrait être concomitant du clapage des fondations gravitaires des éoliennes.

Pour les deux parcs, aucun arrêt des activités n'est planifié durant la phase de construction.



**Fig. 3. Principaux types de fondations utilisées pour les éoliennes en mer (d'après <https://parc-eolien-en-mer-de-fecamp.fr/projet-industriel-emploi/construction-dune-fondation-gravitaire-innovante/>).**

## 6.2 Espèce cible : le marsouin

Les marsouins communs s'apparentent aux dauphins mais sont plus petits (entre 1,3 et 1,9 m pour 50-70 kg) et dépourvus de becs (Fig. 4). Ils fréquentent principalement les eaux du plateau continental et affectionnent les eaux tempérées (Nabe-Nielsen et al., 2014).



**Fig. 4. Marsouins communs (*Phocoena phocoena*).** Crédit photo : J-L. Dourin.

Les marsouins se déplacent souvent en petits groupes, entre 2 et 8 individus et se nourrissent, dans les eaux françaises, de poissons (*e.g.* sardines (*Sardina pilchardus*), merlans (*Micromesistius poutassou*), merlus (*Merluccius merluccius*), gobies (*Gobiidae*)), de céphalopodes (*Alloteuthis* spp., *Loligo* spp.) et de crustacés (*Meganyctiphanes norvegica* ; Spitz et al., 2006 ; données agrégées correspondant au golfe de Gascogne et la Manche). Ils sont matures entre 3 et 4 ans, la mise bas a lieu entre mai et août après une gestation de 10-11 mois (Read, 1990 ; Lockyer, 2003). La longévité des marsouins est estimée à une vingtaine d'année. Des niveaux énergétiques bas dus à des apports énergétiques trop faibles constituent la première cause de mortalité naturelle chez les marsouins (Sibly et al., 2013) mais ils sont également fréquemment capturés dans les pêcheries à filets calés (Vinther & Larsen, 2004).

Les marsouins sont classés dans le groupe des cétacés de très hautes fréquences. Ils peuvent percevoir des sons entre 100 Hz et 180 kHz avec une sensibilité maximale autour de 100 kHz et un seuil d'audition inférieur à 50 dB re 1  $\mu$ Pa. Chez les marsouins communs, des changements comportementaux ont été observés suite à des activités génératrices de bruit telles que le battage de pieux, des campagnes sismiques ou la présence de navires. Brandt et al. (2016) ont par exemple montré que les marsouins fuient la zone de battage de pieux, les densités de marsouins auraient augmenté à des distances supérieures à 20 km de la source sonore. Dyndo et al. (2015) ont quant à eux montré que le bruit des navires provoque des réponses comportementales fortes et un évitement des bateaux chez les marsouins. Sarnocińska et al. (2020) ont mis en évidence une diminution des détections des signaux d'écholocation jusqu'à 8-12 km des canons à air sismiques, ce qui pourrait indiquer un déplacement temporaire des marsouins ou un changement dans leur comportement d'écholocation mais aucun déplacement général des marsouins vers d'autres habitats n'a pu être détecté (Thompson et al., 2013 ; Sarnocińska et al. ; 2020). Suite à une élicitation d'experts, Booth & Heinis (2018) et Booth et al. (2019) ont présagé qu'une exposition au bruit répétée tout au long de l'année pourrait avoir un impact sur la fertilité des marsouins mais que le risque que la fertilité soit affectée par un PTS serait très faible. D'après les experts, les PTS pourraient avoir un impact sur la communication entre mère et jeune et provoquer une séparation mais aucune étude n'a été réalisée sur cette question. Les marsouins seraient plus sensibles aux effets des perturbations que les phoques car ils ont des capacités limitées de stockage de l'énergie (Booth et al., 2019). La période la plus critique pour les jeunes serait juste après la naissance car les niveaux énergétiques sont moindres et une absence d'alimentation de la part de la mère qui serait perturbée par du bruit pourrait entraîner la mort des jeunes (Booth et al., 2019). Les marsouins seraient surtout sensibles aux hautes fréquences contrairement aux phoques.

### 6.3 Approche méthodologique

L'approche que nous proposons n'intègre pas les mesures d'évitement, de réduction et de compensation prévues par les industriels et approuvées par les préfets. Il s'agit d'une étude exploratoire visant à développer une méthode destinée à tester des modèles à l'échelle de deux parcs éoliens en mer, dans l'objectif d'appréhender la faisabilité technique d'utilisation de modèles jamais testés à ce jour dans le cadre d'un cumul. Cette méthode consiste à superposer des cartes de distribution de marsouins simulées à partir de campagnes d'observation à des cartes de bruit qui simulent les niveaux sonores émis à la suite de différentes activités, seules ou simultanées (Fig. 5). Sur ces cartes de bruit sont définies des zones de perturbations, correspondant aux impacts potentiels sur les espèces, dans lesquelles sont estimés les nombres d'animaux présents, ce qui nous permet d'estimer le nombre d'animaux potentiellement exposés de manière permanente ou temporaire ou qui subissent des changements comportementaux. Ces estimations sont réalisées par saison, par parc éolien et sur les deux parcs en simultané (cumul d'impact). Le but de la méthodologie développée n'est pas d'obtenir des estimations précises du nombre de marsouins potentiellement exposés mais de pouvoir comparer les effets sur la population de différentes techniques qui pourraient être utilisées et du phasage qui pourrait être opéré. Tous les paramètres utilisés dans la méthode sont définis dans les parties 2.4 à 2.6. Comme décrit dans la partie 2.4, nous avons à disposition des cartes de densités de marsouins statiques pour l'été et pour l'hiver, ce qui ne permettait pas de prendre en compte la mobilité de ces animaux. Nous avons donc essayé de prendre en compte cette mobilité en simulant des déplacements journaliers liés à l'écologie du marsouin et non aux déplacements engendrés par les activités génératrices de bruit.

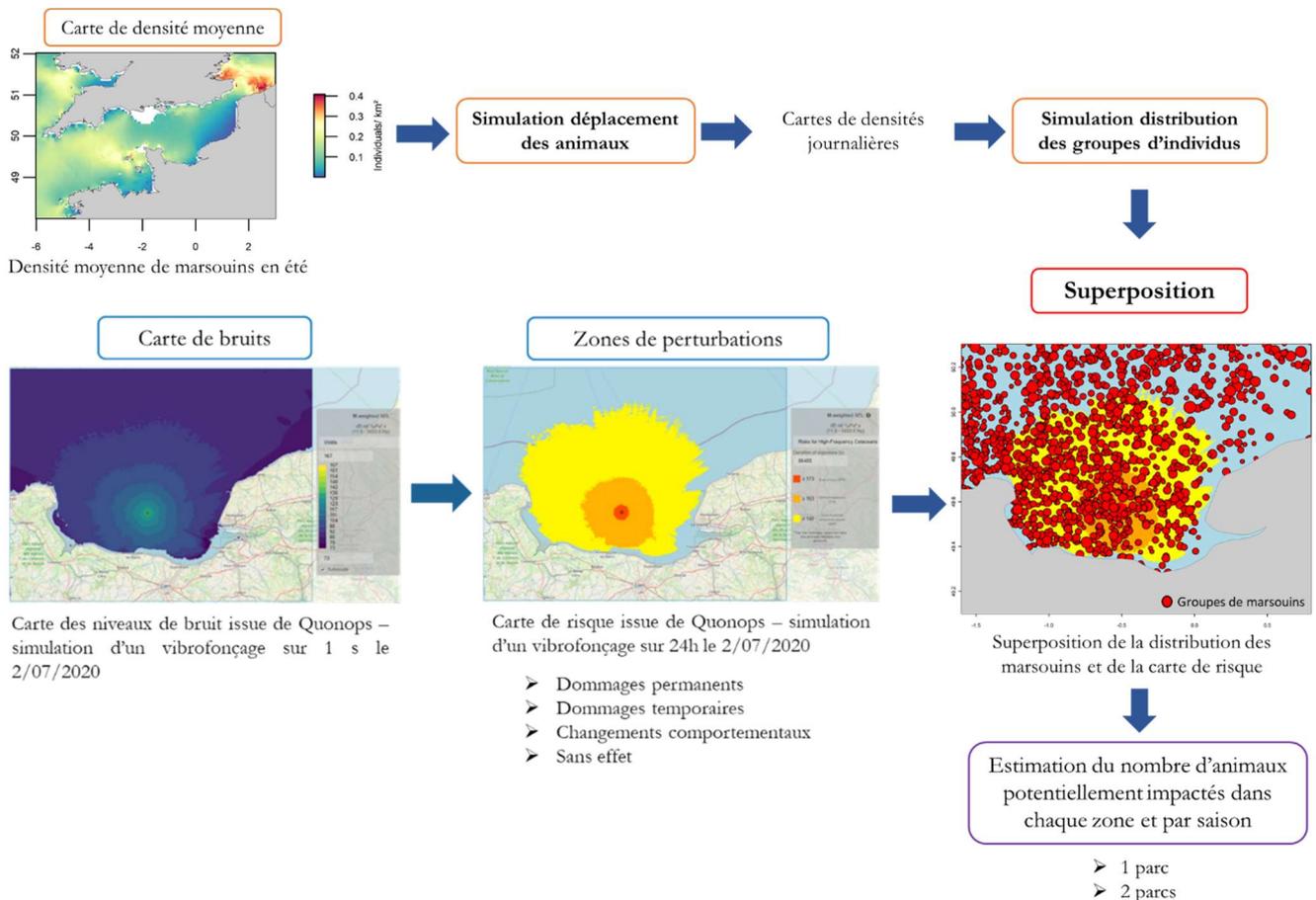
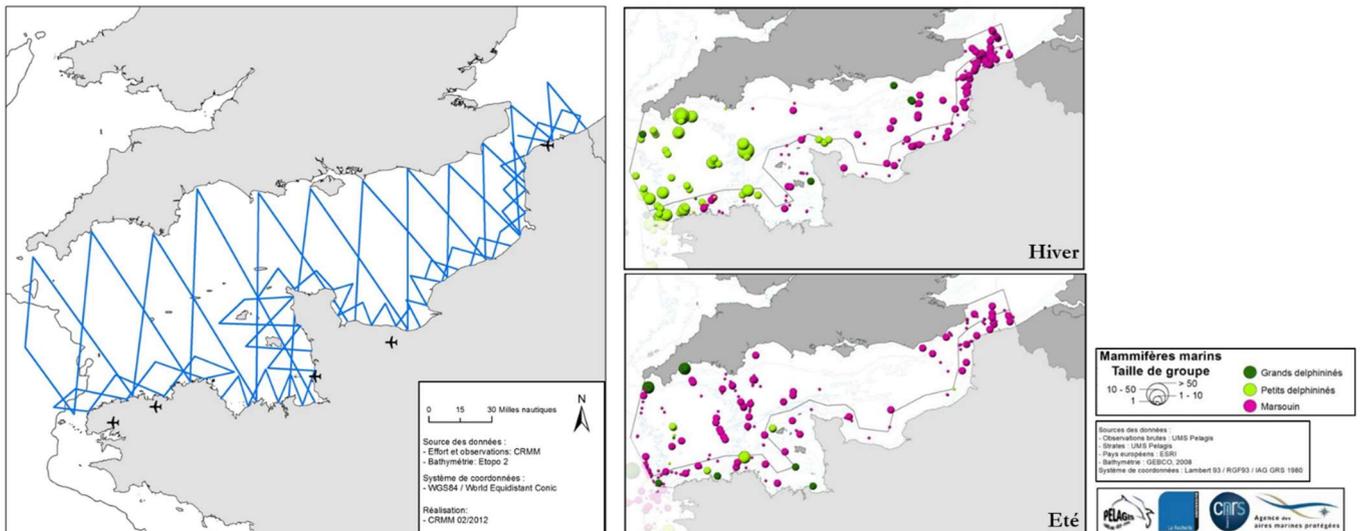


Fig. 5. Représentation schématique de l'approche méthodologique proposée dans l'étude.

## 6.4 Cartes de densités de marsouins

### 6.4.1 Campagnes SAMM I

Les campagnes SAMM I, pour Suivi Aérien de la Méga-faune Marine, ont été réalisées par avion en hiver 2011-2012, du 17 novembre au 15 février, et en été 2012, du 15 mai au 15 août, sur l'ensemble de la zone économique exclusive de la France métropolitaine étendue aux eaux anglaises et anglo-normandes de la Manche et à une partie des eaux espagnoles dans le sud du golfe de Gascogne et des eaux italiennes dans le sanctuaire Pelagos. Dans cette étude, nous nous intéresserons uniquement aux survols réalisés en Manche (Fig. 6). Nous ne nous intéresserons également qu'aux marsouins mais il est à noter que les campagnes SAMM sont dédiées à l'observation de la mégafaune marine dans son ensemble, à savoir les mammifères marins, les oiseaux, les tortues, les grands poissons, et aux activités humaines (bateaux et déchets).



**Fig. 6. Transects des campagnes SAMM I parcourus en hiver 2011-2012 et été 2012 et observations de cétacés enregistrées.**

Les équipes sont embarquées à bord d'avions à ailes hautes équipés de hublots-bulle permettant une vision à la verticale. L'avion se déplace le long de transects à une vitesse constante de 90 nœuds ( $167 \text{ km.h}^{-1}$ ) et à une hauteur de 600 pieds (183 m). Deux observateurs relèvent les observations à l'œil nu et relèvent un ensemble de paramètres tels que l'espèce ou groupe d'espèces, le nombre d'individus, l'âge, l'angle, la présence de jeunes, le comportement... Les observations de mammifères marins sont relevées selon un échantillonnage en ligne (*line transect*) en mesurant l'angle de l'observation par rapport au transect pour estimer la distance de l'observation à ce dernier (Buckland et al., 2015).

Les conditions environnementales déterminantes pour la détection des animaux (état de la mer, turbidité et transparence de l'eau, couverture nuageuse et éblouissement) sont renseignées par les observateurs ainsi qu'un indice de détectabilité déterminé de manière subjective par l'observateur (conditions d'observation excellentes, bonnes, moyennes, pauvres).

Un total de 11 630 km de transects a été parcouru en Manche en hiver et 10 890 km en été, dont 90 % ont été réalisés dans des conditions favorables à l'observation (état de la mer inférieur à 4 et des conditions subjectives d'observation entre moyennes et excellentes).

En hiver, 235 observations de marsouins ont été enregistrées et en été, 179 observations, correspondant respectivement à 404 et 258 individus.

### 6.4.2 Modélisation d'habitat

La niche écologique d'une espèce est décrite par Hutchinson (1957) comme un hyper-volume multidimensionnel défini par les conditions environnementales dans lesquelles une population peut persister. Dans cet écosystème (ou habitat), les espèces ont des interactions avec l'environnement qui sont définies par des facteurs biotiques et abiotiques. Les facteurs abiotiques désignent les éléments physiques et chimiques non vivants de l'écosystème (e.g. l'air, le sol, la lumière du soleil), tandis que les

facteurs biotiques sont les organismes vivants de l'écosystème (*e.g.* animaux, plantes, champignons). Plus un milieu est en mesure de produire des conditions propices à la survie, à la reproduction et à la persistance d'une population, meilleure est la qualité de l'habitat (Block & Brennan, 1993). Basé sur la répartition d'une espèce, le concept de niche écologique permet d'identifier les facteurs écologiques qui définissent les préférences d'habitat des espèces, c'est-à-dire que les densités les plus élevées sont observées dans les habitats les plus appropriés.

Les modèles d'habitat sont basés sur le concept de niche écologique (Elith & Leathwick, 2009 ; Franklin, 2010). Elith & Leathwick (2009) définissent un modèle de distribution comme un "modèle qui établit un lien entre les données d'observation des espèces (occurrence ou abondance) et les caractéristiques environnementales ou spatiales du milieu". De plus, en analysant les conditions dans lesquelles une espèce est observée (ou non), les modèles d'habitat estiment la similarité des conditions de n'importe quel site avec les conditions analysées et permettent de prédire la distribution potentielle de l'espèce (Franklin, 2010).

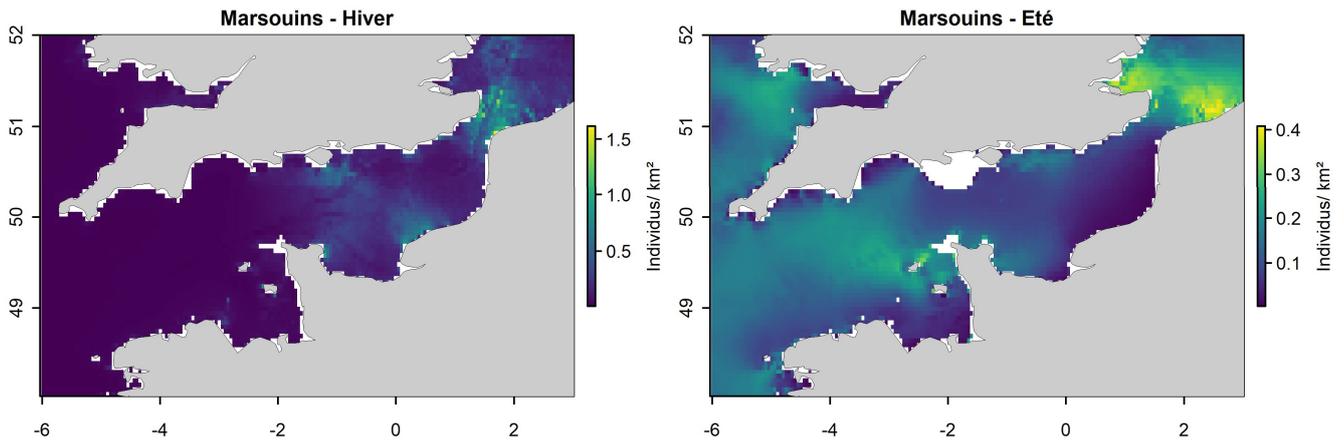
Les variables utilisées pour décrire les relations entre l'observation d'une espèce et son environnement peuvent être divisées en trois types de variables : les variables physiographiques qui sont des descripteurs statiques liés à la bathymétrie (*e.g.* profondeur, pente), les variables océanographiques qui sont des descripteurs dynamiques qui décrivent les masses d'eau (*e.g.* température de surface de la mer, hauteur de surface de la mer, énergie cinétique des tourbillons) et les variables météorologiques qui décrivent les conditions au-dessus de l'eau (*e.g.* vent, mouvements d'air, durée de jour).

Les transects ont tout d'abord été divisés en segments avec des conditions d'observation homogènes de 10 km de long. Seuls les segments réalisés dans de bonnes conditions d'observation (état de la mer inférieur à 4 et conditions d'observation de moyennes à excellentes) ont été conservés pour la modélisation d'habitat, ce qui permet de corriger les biais de détection des animaux. Les distances effectives d'observation (ESW) ont été calculées pour chaque saison (Laran et al., 2017), elles permettent de prendre en compte l'effort d'échantillonnage dans les modèles d'habitat et de corriger les estimations en fonction de l'effort réalisé. Les variables extraites pour expliquer la distribution des marsouins étaient la pente, la profondeur, la distance à la côte, la moyenne, variance et gradient de la température de surface de l'eau, la moyenne et écart-type de la hauteur d'eau et la vitesse maximale du courant. Ces variables ont été calculées avec une résolution temporelle hebdomadaire et mensuelle.

Pour modéliser les relations entre la variable réponse (le nombre de marsouins observés) et les variables environnementales, des modèles additifs généralisés ont été utilisés (GAMs, Wood, 2006) avec une distribution quasi-Poisson pour tenir compte de la sur-dispersion des données et du nombre important de zéros. Toutes les combinaisons de variables non corrélées de 1 à 4 variables ont été testées et le modèle possédant le plus petit critère de validation croisé généralisé a été sélectionné. Ce modèle était alors considéré comme le meilleur modèle. Les biais liés à la perception des animaux par les observateurs (en fonction des conditions d'observation) et à l'échantillonnage non homogène dans toute la zone d'étude sont pris en compte dans les modèles. En revanche, les biais liés à la disponibilité des animaux (*i.e.* la possibilité d'observer les animaux car ils sont à la surface) n'ont pas été pris en compte car il est difficile d'estimer ce biais (les animaux en subsurface peuvent être observés selon l'espèce, les animaux restent plus ou moins longtemps sous l'eau...). Il en résulte que les densités sont souvent sous-estimées mais c'est surtout le cas pour les animaux qui passent beaucoup de temps en profondeur, moins pour des animaux comme les marsouins qui sont souvent à la surface. Ce sont plus des mauvaises conditions d'observation qui vont jouer sur la détection des marsouins or ces conditions d'observation sont corrigées dans les modèles.

### 6.4.3 Cartes de prédictions saisonnières

A partir des modèles sélectionnés en été et en hiver, deux prédictions moyennes de la distribution des marsouins ont été calculées ainsi que les incertitudes associées à travers les coefficients de variations, calculés à partir de la variance autour de la prédiction quotidienne et de la variance autour de la prédiction moyenne ( $CV = \sqrt{\text{variance saisonnière}} / \text{moyenne saisonnière}$ ). Les prédictions ont été faites sur une grille de 0.05° de résolution. Les modèles ont permis de prédire une distribution quotidienne sur les périodes couvertes par les campagnes (du 17 novembre 2011 au 12 février 2012 en hiver, et du 15 mai 2012 au 08 août 2012 en l'été), puis la moyenne de ces prédictions quotidiennes a été calculée pour obtenir une prédiction moyenne sur chaque saison (Fig. 7).

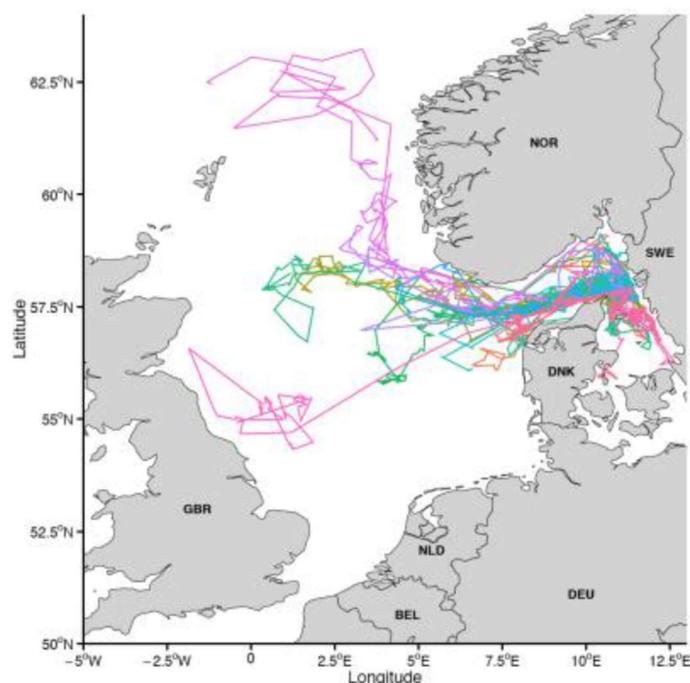


**Fig. 7. Densités moyennes des marsouins en hiver et en été prédites à partir des campagnes SAMM I.**  
Les zones blanches correspondent à une absence de prédiction.

La modélisation d’habitat des marsouins décrite ci-dessus a été réalisée dans le cadre de travaux précédents (Lambert et al., 2017). Dans cette étude, nous n’avons pas refait toute la procédure de modélisation, nous avons utilisé les cartes de prédictions et les cartes d’incertitudes associées issues de cette modélisation. Les cartes étaient disponibles en format raster (.tif) donc facilement réutilisables.

#### 6.4.4 Simulation des cartes de prédictions journalières

Les cartes de densités obtenues par la modélisation d’habitat sont des cartes statiques de la distribution des marsouins, ce qui constitue une des principales limites. Idéalement, il faut avoir à disposition des cartes variables de la distribution pour prendre en compte la mobilité des animaux, comme c’est le cas dans le modèle DEPONS (Nabe-Nielsen et al., 2014). Comme aucun suivi télémétrique de marsouins n’a été réalisé en Manche, il est très difficile de simuler le déplacement des animaux. Toutefois, des suivis télémétriques ont été réalisés en Mer du Nord (Nabe-Nielsen et al., 2014 ; 2018) ce qui nous a permis de collecter quelques informations à savoir que les déplacements journaliers des marsouins n’excèdent pas 30 à 40 km par jour et que les dépenses énergétiques liées au déplacement sont plus importantes en hiver qu’en été (Fig. 8 ; Nabe-Nielsen et al., 2014 ; 2018). Nous avons donc entrepris d’utiliser ces informations pour simuler un déplacement journalier des individus et ainsi obtenir des cartes de distributions journalières, nous permettant d’ajouter une notion de variabilité dans notre étude.



**Fig. 8. Suivi de 25 marsouins équipés de balises satellites ARGOS fournissant une position tous les 1 à 3 jours (Nabe-Nielsen et al., 2018).** Tous les animaux ont été équipés à Skagen, au nord du Danemark (DNK). Chaque suivi correspond à un maximum de 150 jours.

A partir des cartes moyennes de densités en été et en hiver, nous avons simulé de nouvelles cartes (une par jour en été et en hiver) en considérant un déplacement aléatoire des animaux dans un rayon de 40 km par jour en été et de 30 km par jour en hiver. Les dépenses énergétiques étant plus importantes en hiver, nous avons supposé que les déplacements étaient moindres. Chaque jour nous avons simulé une nouvelle carte de densité telle que  $prédiction = carte\ moyenne\ été\ ou\ hiver + \theta * se$  où  $se$  est l'erreur standard associée à la prédiction moyenne ( $moyenne * coefficient\ de\ variation$ ) et  $\theta$  suit une loi normale multivariée (gaussienne) qui dépend du nombre de pixels dans la grille de prédiction, de la matrice de distance entre les pixels et de la distance maximale du rayon (ici 30 ou 40 km). La distribution normale multivariée permet de retranscrire les zones de fortes et faibles densités et d'instaurer une indépendance entre les pixels au-delà du rayon maximal établi, les animaux ne se déplacent donc pas au-delà de ce rayon dans un pas de temps de un jour. Chaque carte journalière est différente mais si celles-ci sont moyennées par saison (été ou hiver), nous devons retrouver la carte de prédiction moyenne utilisée comme carte de référence pour simuler le déplacement des animaux.

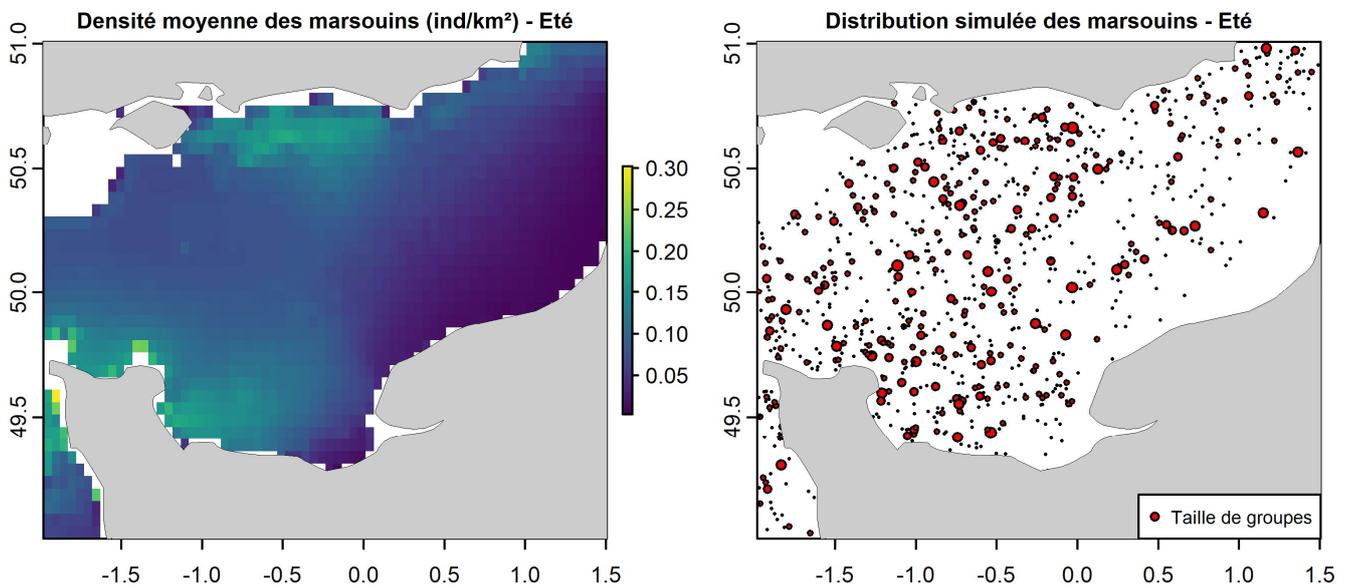
Il est à noter que seuls des potentiels déplacements liés à l'écologie des marsouins ont été pris en compte ici et qu'il n'était pas possible de prendre en compte les déplacements potentiellement engendrés par les activités humaines génératrices de bruit. Pour cela, il faudrait connaître les réactions des individus engendrées par ces activités perturbatrices (*e.g.* fuite de la zone) et créer des modèles basés sur les agents (Turchin, 1998 ; Nabe-Nielsen et al., 2013 ; Sibly et al., 2013 ; Virgili & Ridoux, 2021), ce qui n'était pas possible ici car les informations nécessaires n'étaient pas disponibles.

#### 6.4.5 Simulation de la distribution des groupes d'individus

A partir des cartes de densités saisonnières et journalières, nous avons inversé le processus afin de recréer la distribution des groupes d'individus *i.e.* les points qui correspondraient aux observations visuelles des groupes (Fig. 9).

Pour cela, nous avons généré les positions des marsouins dans la zone d'étude en fonction des densités prédites en utilisant un processus de Poisson non-homogène (*Inhomogeneous Poisson Point Process*) à l'aide du package 'spatstat' de R (Baddeley et al., 2015). Ce processus de Poisson non-homogène permet de répartir les points de manière non-homogène dans l'espace en fonction de la densité prédite. En effet, la densité est lissée sur la carte de prédiction, elle est estimée par kilomètre<sup>2</sup> alors que les observations sont réalisées en des points précis de l'espace. Avec ce processus de poisson, pour de fortes densités, un nombre important de points seront simulés alors que pour des faibles

densités, seuls quelques points seront simulés (Baddeley et al., 2015). Nous avons ici utilisé les cartes de densités que nous avons convertis en points et non les données initiales des campagnes car l'ensemble de la zone n'est pas échantillonné lors des campagnes (seules quelques routes sont échantillonnées) alors que la modélisation d'habitat permet de prédire les densités sur l'ensemble de la zone d'étude, nous obtenons donc la répartition des animaux sur l'ensemble de la zone d'étude et non juste sur les transects survolés.



**Fig. 9. Visualisation de la transformation de la carte de densité moyenne en été (à gauche) en carte de distribution simulée des groupes d'individus (à droite).** La taille des points varie en fonction de la taille des groupes simulés (de 1 à 7 individus).

Pour chaque jour, 100 simulations ont été réalisées dans lesquelles les tailles des groupes varient en fonction de l'incertitude associée à la densité estimée et de la taille moyenne des groupes estimée à partir des effectifs enregistrés durant la campagne SAMM I dans la zone Manche est (2,2 individus en été et 3,5 individus en hiver par segments de 10 km) selon une distribution de Poisson. Le fait de générer plusieurs distributions permettra de calculer un nombre moyen d'animaux par zone de perturbation et les intervalles de confiance associés.

## 6.5 Cartes de bruit

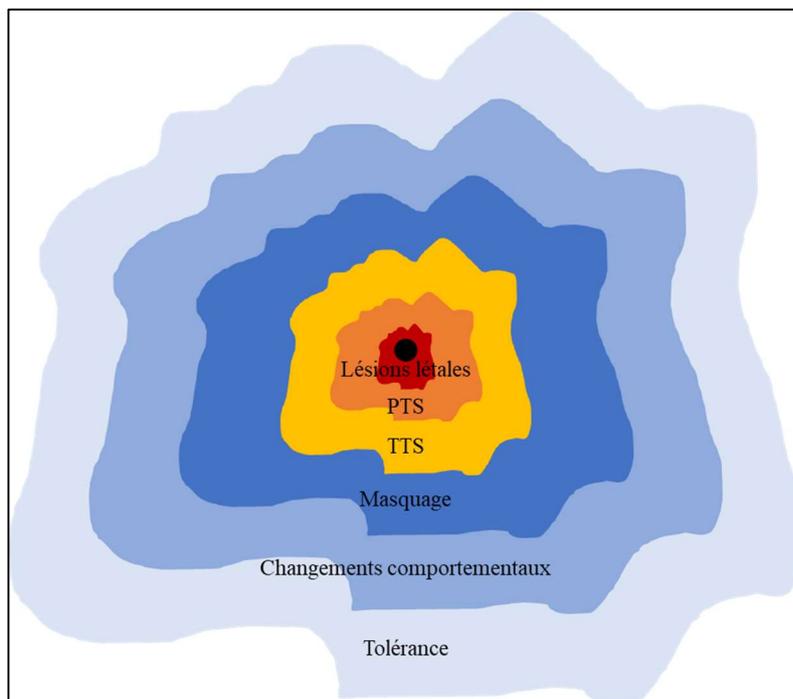
### 6.5.1 Seuils d'impacts

Les mammifères marins, en particulier les cétacés, sont sensibles à une exposition au bruit car ils utilisent les sons quotidiennement pour s'orienter, chasser, s'alimenter, se reproduire, communiquer, éviter les prédateurs ou caractériser leur environnement (Tyack, 2008). La sensibilité auditive des animaux est spécifique à la fréquence perçue et il est possible de caractériser les mammifères marins en six groupes (Annexe A ; Southall et al., 2019). Les cétacés basses fréquences regroupent l'ensemble des mysticètes (baleines à fanons), ils peuvent percevoir des sons entre 10 Hz et 30 kHz avec une sensibilité maximale entre 1 et 8 kHz et un seuil d'audition d'environ 60 dB re 1  $\mu$ Pa. Actuellement, il n'y a pas de mesure directe de l'audition pour les mysticètes, des données anatomiques et des modèles sont utilisés pour estimer les plages audibles et les fréquences (Southall et al., 2019). Les cétacés hautes fréquences regroupent le grand cachalot (*Physeter macrocephalus*), les baleines à bec (Ziphiidés), les bélugas (*Delphinapterus leucas*), les narvals (*Monodon monoceros*), les platanistes (Platanistidés) et la plupart des delphinidés (dauphins, orques, lagénorhynques, globicéphales). Ils peuvent percevoir des sons entre 100 Hz et 180 kHz avec une sensibilité maximale entre 10 et 100 kHz et un seuil d'audition inférieur à 60 dB re 1  $\mu$ Pa. Les cétacés très hautes fréquences regroupent les marsouins (Phocoenidés), les cachalots nain et pygmée (*Kogia breviceps* et *simia*) et quelques dauphins. Ils peuvent percevoir des sons entre 100 Hz et 180 kHz avec une sensibilité maximale autour de 100 kHz et un seuil d'audition inférieur à 50 dB re 1  $\mu$ Pa. Les siréniens regroupent les lamentins (Trichechidés) et le dugong (*Dugong dugon*). Ils peuvent percevoir des sons entre 250 Hz et 60 kHz avec une sensibilité maximale entre 10 et 20 kHz et un seuil d'audition de 60 dB re 1  $\mu$ Pa. Les phocidés ont un appareil auditif amphibie, ils rassemblent les phoques

et les éléphants de mer. Ils peuvent percevoir des sons entre 100 Hz et 100 kHz avec une sensibilité maximale entre 20 et 30 kHz et un seuil d'audition inférieur à 60 dB re 1  $\mu$ Pa. Les autres carnivores, qui présentent des oreilles externes, regroupent les otaries (Otariidés), les lions de mer (Otariinés), les ours blancs (*Ursus maritimus*) et les loutres (Mustélidés). Ils peuvent percevoir des sons entre 100 Hz et 60 kHz avec une sensibilité maximale entre 2 et 30 kHz et un seuil d'audition supérieur à 70 dB re 1  $\mu$ Pa (Southall et al., 2019).

Six niveaux de dérangements des espèces peuvent être définis (Fig. 10) dont les effets peuvent se produire à court terme, en réponse directe à l'exposition au bruit, ou à long terme en entraînant des changements comportementaux qui influent sur la démographie des espèces. Les seuils utilisés pour délimiter les différents niveaux varient en fonction de l'espèce.

Dans un rayon proche de la source sonore, l'exposition aux bruits impulsifs de très forte intensité pourrait entraîner des lésions au niveau des organes auditifs ou des poumons qui peuvent être mortelles pour les animaux. Ce phénomène est par exemple observé lors d'échouages en masse de baleines à bec ou globicéphales qui présentent des hémorragies internes ou des bulles d'air dans les organes qui pourraient être liées à des embolies gazeuses dues à une remontée trop rapide (Jepson et al., 2003 ; Bernaldo de Quirós et al., 2019). Ces échouages pourraient faire suite à des opérations militaires qui utilisent des sonars basses et moyennes fréquences (Manzano-Roth et al., 2016 ; Simonis et al., 2020). Cependant le lien direct reste difficile à prouver car les nécropsies sont souvent réalisées trop tard pour établir un lien direct entre la mort des individus et les bruits de forte intensité.



**Fig. 10. Niveaux de dérangement associés aux émissions sonores (d'après Richardson et al., 1995).** PTS : *Permanent Threshold Shift* – baisse permanente du niveau d'audition ; TTS : *Temporary Threshold Shift* – baisse temporaire du niveau d'audition. Point noir : source sonore (tout type de source peut être considéré). Dispersion du son généralement non linéaire dans l'environnement à cause des conditions du milieu (bathymétrie, nature des fonds, température, salinité).

Au-delà de la zone de lésions létales, l'exposition au bruit peut entraîner une baisse du niveau d'audition ou de la sensibilité auditive des animaux de manière permanente, c'est ce qu'on appelle un PTS (*Permanent Threshold Shift*) ou de manière temporaire, c'est ce qu'on appelle un TTS (*Temporary Threshold Shift*; Southall et al., 2019). Un PTS peut réduire la capacité à détecter les prédateurs, à localiser et capturer les proies, à localiser les partenaires ou à rester en contact avec la progéniture (Harwood & King, 2014). Un TTS peut avoir les mêmes effets mais temporairement. La durée et l'importance de la perte d'audition dépendent essentiellement de l'intensité et de la durée du bruit perçu.

La zone de masquage est caractérisée par une perturbation des signaux acoustiques, le son produit couvre les signaux produits par les animaux pour communiquer, s'orienter, détecter les proies ou les

prédateurs (Clark et al., 2009). Les sons basses fréquences seraient plus impactés par ce masquage que les sons hautes fréquences et entraîneraient une modification des comportements vocaux de certaines baleines (Dunlop et al., 2010 ; Parks et al., 2016) mais il semble difficile de définir les niveaux auxquels se produit ce masquage.

Les changements comportementaux peuvent se traduire de différentes manières, fuite, évitement de zones, interruption d'activités, modification du profil de plongée (Erbe et al., 2018). Ils peuvent être observés à des distances plus ou moins éloignées de la source (*e.g.* à plus de 20 km d'un battage de pieux pour le marsouin, Brandt et al., 2016) mais également être observés à faibles distances. Les changements comportementaux peuvent entraîner des changements de distribution vers des zones moins favorables dans lesquelles la ressource est moins abondante ou de moins bonne qualité, l'abondance de prédateurs est plus importante ou l'exposition à d'autres pressions est plus grande et donc avoir des conséquences significatives sur la fitness des individus (Erbe et al., 2018). A long terme, les changements comportementaux peuvent donc avoir un effet sur l'accès à la ressource, sur la survie des jeunes (abandon ou arrêt du nourrissage) ou sur le succès reproducteur et donc affecter les réserves énergétiques des animaux, leur survie et leur fertilité (New et al., 2014).

Au-delà de la zone de changements comportementaux, les animaux perçoivent les sons mais ne semblent pas réagir et donc être perturbés. Il est possible aussi que les animaux s'habituent aux sons, notamment lorsqu'il s'agit de bruits continus, en modifiant par exemple la fréquence de leurs émissions sonores (Clark et al., 2009 ; Parks et al., 2016). D'une manière générale, il n'est pas évident d'étudier les réactions des mammifères marins face aux perturbations sonores car les individus sont mobiles et donc difficiles à suivre mais les effets peuvent également être indirects si les perturbations sonores ont un impact sur les proies ciblées par les mammifères marins. Toutefois, les mammifères marins restent probablement les espèces les plus étudiées dans ce domaine et des seuils permettant de caractériser certains niveaux de dérangement ont pu être établis (Tableau 2).

**Tableau 2. Niveaux d'exposition sonore (SEL en dB re 1  $\mu$ Pa<sup>2</sup>s) utilisés dans Quonops® qui entraînent des changements de sensibilité auditive temporaires (TTS) ou permanents (PTS) pour des mammifères marins, exposés à des bruits continu et impulsionnel (d'après Southall et al., 2019).** Les cétacés hautes fréquences correspondent aux cétacés moyennes fréquences et les cétacés très hautes fréquences correspondent aux cétacés hautes fréquences de la Fig. 11.

Groupes de mammifères marins	Gammes de fréquences de perception pondérée (kHz)	Bruit continu		Bruit impulsionnel	
		TTS	PTS	TTS	PTS
Cétacés basses fréquences	0.2 - 19	179	199	168	183
Cétacés hautes fréquences	8.8 - 110	178	198	170	185
Cétacés très hautes fréquences	12 - 140	153	173	140	155
Siréniens	4.2 - 25	186	206	175	190
Phoques	1.9 - 30	181	201	170	185
Autres carnivores	0.94 - 25	199	219	188	203

Pour les cétacés très hautes fréquences, et donc pour le marsouin commun, les seuils de TTS et PTS pour les bruits impulsionnels sont définis respectivement à 140 et 155 dB re 1  $\mu$ Pa<sup>2</sup>s et pour les bruits continus à 153 et 173 dB re 1  $\mu$ Pa<sup>2</sup>s (Southall et al., 2019). Ces seuils seront utilisés pour cette étude. Lorsque nous nous intéresserons au bruit instantané, nous considérerons les seuils liés aux bruits impulsionnels et lorsque nous nous intéresserons au cumul de bruit sur 24h, nous considérerons les seuils liés aux bruits continus.

## 6.5.2 Logiciel Quonops©

Le logiciel Quonops© a été créé par Quiet-Oceans et est opérationnel depuis 2010 (Folegot, 2009). C'est un logiciel de cartographie du bruit sous-marin disponible sous licence payante à l'adresse : <https://qos.quiet-oceans.com/>. Quonops© produit des estimations de la distribution spatio-temporelle des niveaux de bruit générés par les activités humaines en mer en agrégeant plusieurs sources (données *in situ* et modèles physiques de propagation acoustique) et en évaluant les contributions des sources au champ de bruit global à court, moyen et long termes. Le logiciel prend en compte un large éventail d'activités maritimes telles que le trafic maritime, l'exploration pétrolière, la construction offshore, l'extraction de combustibles fossiles, la construction et l'exploitation d'éoliennes en mer, les opérations de forage et de dynamitage sous-marins.

Les paysages sonores produits par Quonops© sont compilés en utilisant toutes les combinaisons de conditions environnementales et anthropiques représentatives de la zone d'intérêt. L'utilisation d'une approche Monte-Carlo permet de déterminer les statistiques saisonnières des champs sonores. Ceci permet de produire des cartes de bruit sous forme de percentiles (un percentile correspond à la proportion de temps et d'espace pour laquelle le bruit dépasse un niveau donné).

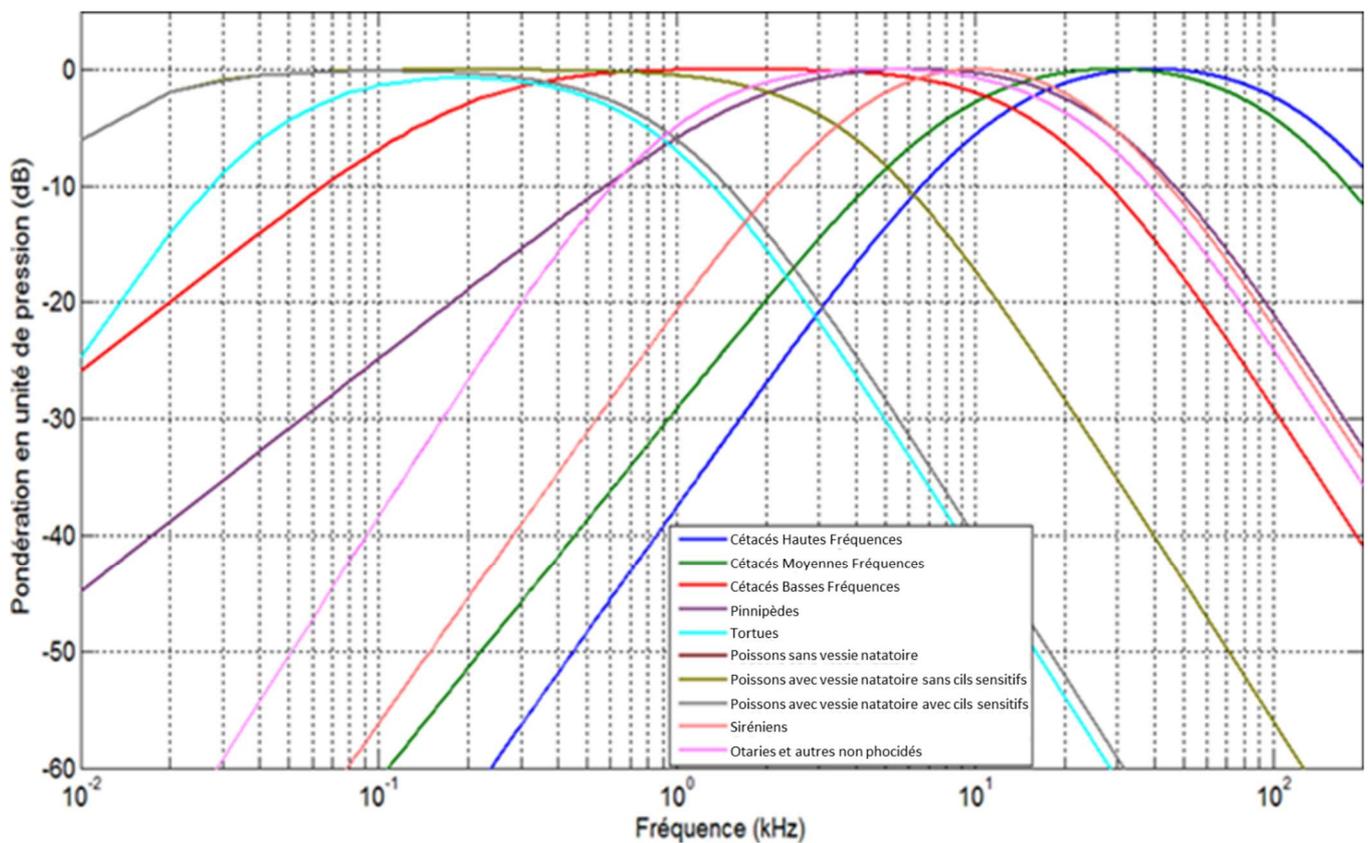
Quonops© intègre deux types de modèles de propagation, des équations paraboliques (approximation parabolique de l'équation de Helmholtz en une équation d'onde elliptique ; Collins & Westwood, 1991 ; Collins, 1994) et une distribution d'énergie à faisceaux gaussiens (approximation à hautes fréquences ; Porter & Bucker, 1987), qui modélisent la distribution géométrique du bruit dans la colonne d'eau. Les modèles mis en œuvre dans Quonops© sont validés par des mesures acoustiques *in situ* (hydrophones installés dans plusieurs régions au cours de différentes années et qui ont enregistré différentes activités).

La vitesse du son dans l'eau dépend de la température, la salinité et la pression de l'eau (ou la profondeur) et est sujette à une grande variabilité dans l'espace et le temps. Des variables environnementales telles que la bathymétrie, la nature des sédiments, la température, la salinité, la rugosité de surface et les vents sont utilisées comme données d'entrée pour simuler les cartes de bruit. Ces données proviennent des sources EMODnet (<https://emodnet.eu/>), GEBCO ([www.gebco.net](http://www.gebco.net)) et Copernicus Marine Environment Monitoring Service (<https://marine.copernicus.eu/>).

Les données anthropiques proviennent de différentes sources : les données AIS (*Automatic Identification System*) sont utilisées pour déterminer les niveaux sonores des navires alors que les niveaux sonores des constructions offshore (activités de clapage, dragage, explosions, battage, vibrofonçage...) et de l'exploitation des turbines (monopieux, jackets...) sont basés sur une analyse de la littérature et des mesures directes.

Les seuils de sensibilité et les gammes fréquentielles de sensibilités adoptés dans Quonops© sont issus de Southall et al. (2019) pour les mammifères marins et Popper et al. (2014) pour les poissons et les tortues (Fig. 11 ; Tableau 2).

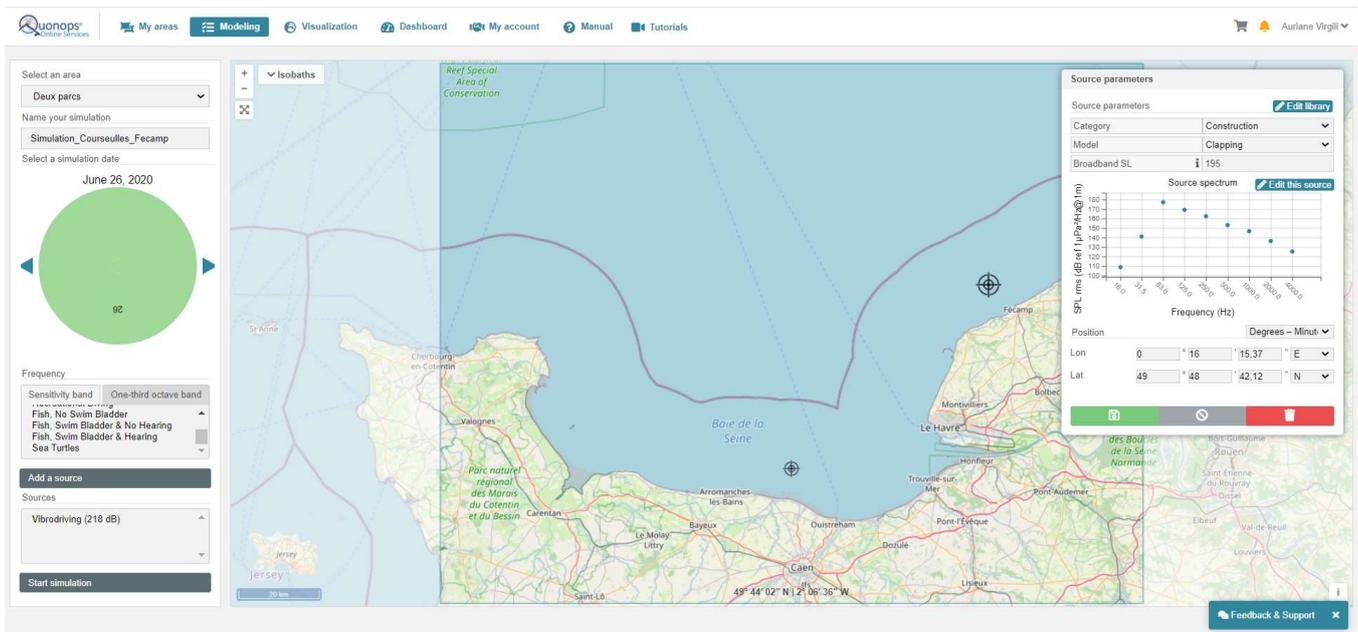
Dans la pratique, pour utiliser le logiciel Quonops©, il est d'abord demandé à l'utilisateur de définir une ou plusieurs zones d'intérêt (plus la zone est grande, plus les simulations sont longues ; Fig. 12). L'utilisateur choisit ensuite une date de simulation, toutes les dates des années précédentes à l'année actuelle sont disponibles mais il n'est pas possible de simuler une activité dans le futur. Si par exemple, il est souhaité de simuler une activité le 22 avril 2022, il faudra sélectionner le 22 avril d'une année précédente afin que les conditions environnementales soient similaires à celles de la date de simulation souhaitée. Les gammes de fréquences sont ensuite choisies, soient individuellement (16 Hz à 4 kHz) soit par bandes de sensibilités (cétacés basses, moyennes, hautes fréquences, pinnipèdes, poissons avec ou sans vessie natatoire et avec ou sans cils sensitifs, tortues).



**Fig. 11. Fonctions de sensibilité auditive des différentes catégories de mammifères marins (Southall et al., 2019), de poissons et de tortues (Popper et al., 2014).**

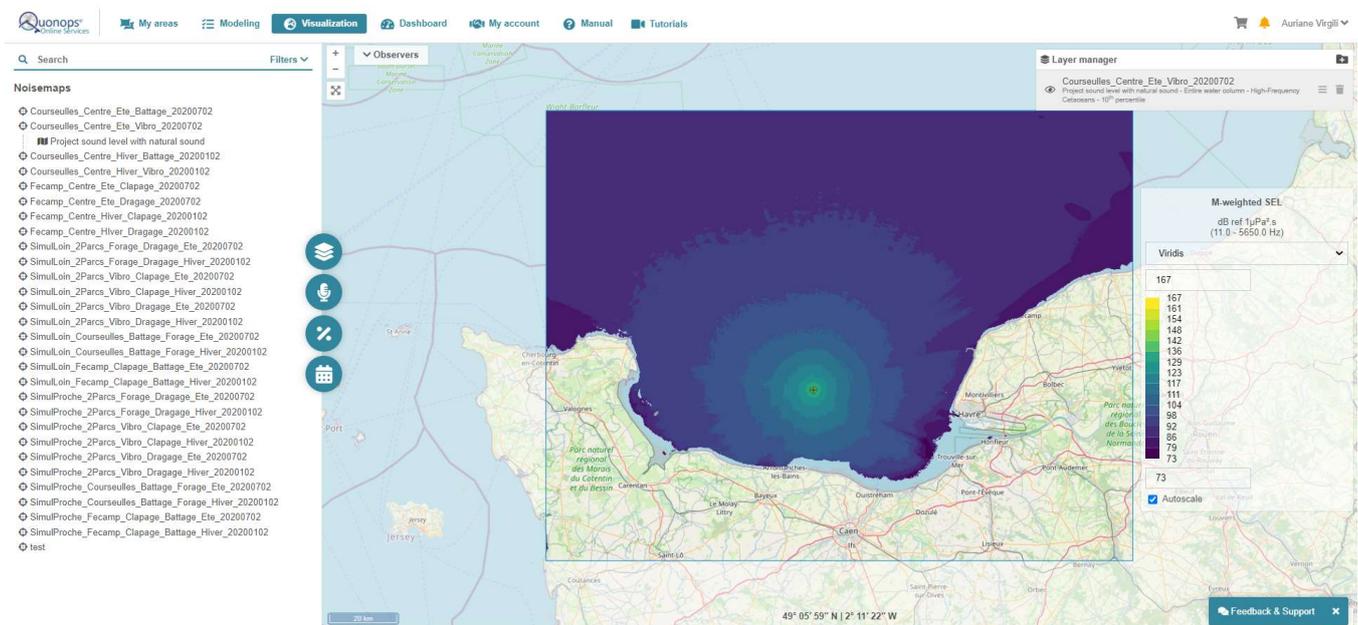
Il est possible de sélectionner toutes les gammes de fréquences et bandes de sensibilité. L'utilisateur positionne ensuite les sources de bruit (une ou plusieurs) dans la zone d'intérêt (plus le nombre de sources est élevé, plus les temps de simulations sont longs). Il est possible de sélectionner une activité de navigation (pas de choix possible), une activité de construction (battage, brise roche, canon à air, clapage, dragage, explosion, forage, tranchage, vibrofonçage ; certaines activités nécessitent de préciser le diamètre des pieux) ou une activité d'exploitation (turbines monopieux, jackets ou marémotrice). Des spectres de fréquences sont disponibles pour chaque activité (Fig. 12). Une fois tous les paramètres remplis, la simulation peut être lancée. Les temps de simulations sont plus ou moins étendus et dépendent de la disponibilité du logiciel, d'autres utilisateurs peuvent avoir lancé des simulations en amont, il faut attendre que celles-ci soient terminées.

Dans le cadre de cette étude, seule la licence de modélisation prédictive a été souscrite et est décrite ici mais d'autres licences étaient disponibles, la modélisation en direct et la modélisation statistique (qui prend en compte le bruit ambiant).

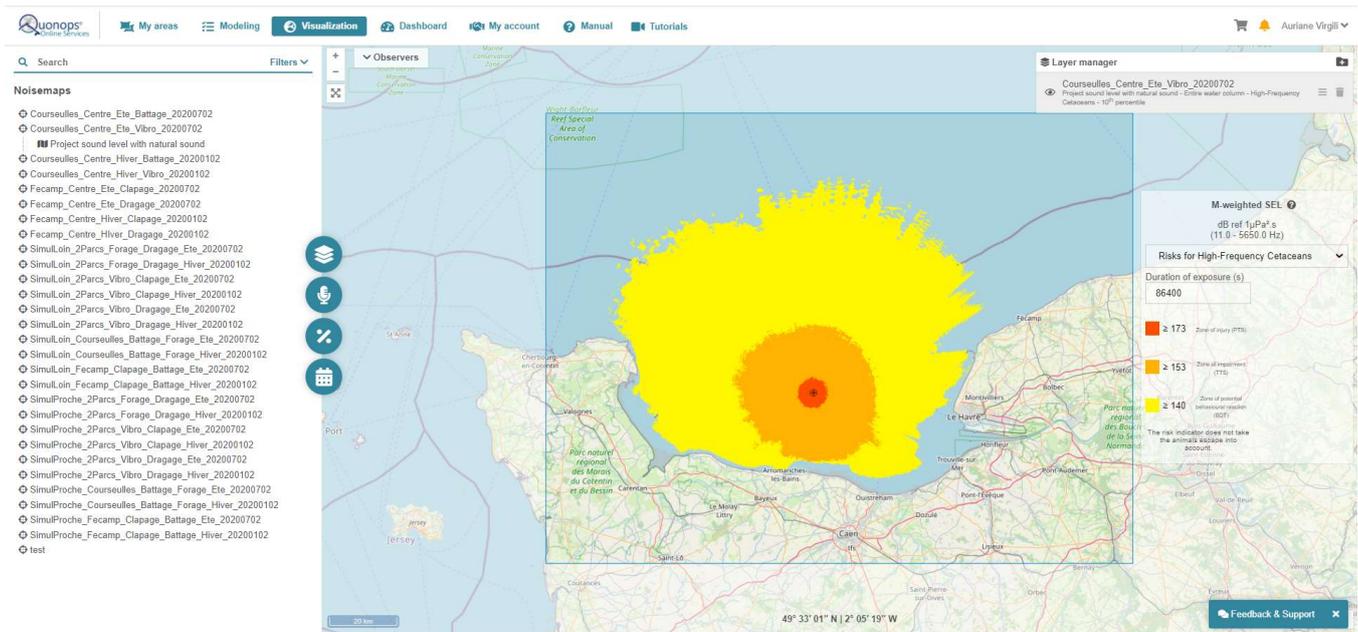


**Fig. 12. Interface de modélisation prédictive du logiciel Quonops® (<https://qos.quiet-oceans.com/>). Le panneau de gauche permet de spécifier le scénario de modélisation et le panneau de droite affiche les paramètres de la source de bruit avec le spectre de fréquence associé. Les cercles sur la carte représentent les emplacements des sources de bruit.**

Lorsque la simulation est terminée, il est possible de visualiser les cartes obtenues par bande de sensibilité ou par fréquence et sur toute la colonne d'eau, la surface (0 - 15 m de profondeur) ou sur la zone profonde (30 m jusqu'au fond ; Fig. 13). La modélisation produit deux types de cartes de bruit, correspondant aux deux types de risque acoustique, une carte des niveaux de bruit instantanés (une seconde ; Fig. 13) et une carte des niveaux de bruit cumulés sur 24h au maximum (d'après Quiet Oceans, le standard international impose de calculer le risque sur 24h ; Fig. 14).



**Fig. 13. Visualisation des niveaux de bruit instantanés générés par une activité de vibrofonçage dans le parc de Courseulles-sur-Mer le 2 juillet 2020 pour les cétacés très hautes fréquences.**



**Fig. 14. Visualisation des niveaux de bruit cumulés sur 24h générés par une activité de vibrofonçage dans le parc de Courseulles-sur-Mer le 2 juillet 2020 pour les cétacés très hautes fréquences. La zone rouge correspond à la zone où les animaux peuvent subir un PTS, la zone orange correspond à la zone où les animaux peuvent subir un TTS et la zone jaune correspond à la zone où les animaux peuvent subir des changements comportementaux.**

Les cartes de bruit instantané peuvent être téléchargées sous différents formats, GeoTIFF, NetCDF4, Shapefile et PNG. Les PNG sont uniquement des images mais les autres formats sont des formats modifiables, notamment sous le logiciel de statistiques R (R Core Team, 2021) qui sera utilisé dans la suite des analyses. Les cartes de bruit cumulé sur 24h ne sont quant à elles pas disponibles au téléchargement à partir du logiciel. Comme nous avons besoin de ces cartes pour la suite des analyses, il a été demandé à Quiet Oceans s'il était possible de nous les fournir et elles nous ont été fournies. Arbitrairement, nous avons demandé à Quiet Oceans que les cartes de bruits cumulés sur 24h représentent 3h d'activités car il semblerait qu'en opération, des activités de battage soient conduites entre 2 et 4h par jour.

### 6.5.3 Tests préliminaires

Avant de simuler les cartes de bruit que nous souhaitons utiliser pour les analyses, des tests préliminaires de simulations ont été réalisés pour se familiariser avec le logiciel et mettre en évidence des effets potentiels sur les simulations. Nous avons testé trois effets, (1) un effet saison, pour évaluer si des activités réalisées en hiver et en été produisaient des cartes de bruit semblables ou bien distinctes ; (2) un effet date, pour évaluer si au sein des deux saisons différents jours de simulations produisaient des cartes semblables, et (3) un effet localisation de la source, pour évaluer si différentes localisations de la source produisaient des cartes de bruit semblables.

Pour tester l'effet saison, nous avons simulé différentes activités, du battage de pieux et du vibrofonçage sur Courseulles et du dragage et du clapage sur Fécamp, car ce sont les activités pressenties sur les deux parcs. Les simulations ont été réalisées au centre des deux parcs le 26 juin 2020, correspondant à une date en été, et le 26 décembre 2020, correspondant à une date en hiver.

Pour tester l'effet date, nous avons simulé une activité de vibrofonçage au centre du parc de Courseulles les 26/06, 15/07, 26/07, 15/08 et 26/08 de l'année 2020 pour l'été et les 26/12, 15/01, 26/01, 15/02 et 26/02 de l'année 2020 pour l'hiver.

Pour tester l'effet de la localisation de la source, nous avons simulé du battage de pieux et du vibrofonçage sur Courseulles et du dragage et du clapage sur Fécamp aux centres et aux quatre extrémités des deux parcs.

Pour comparer les cartes de bruit, deux méthodes ont été utilisées. Ces deux méthodes nécessitaient de définir une référence. Nous avons choisi la simulation au centre des parcs le 26/06/2020 comme référence pour l'effet saison et l'effet localisation de la source et les simulations le 26/06/2020

et le 26/12/2020 pour l'effet date. La première méthode consistait à calculer une différence entre la carte de référence et la carte à tester, par exemple, la différence entre la simulation du vibrofonçage de Courseulles le 26/06 et celle du 26/12. Cette différence est calculée pour chaque pixel de la grille de simulation puis moyennée sur l'ensemble des cellules pour obtenir une valeur unique. En moyenne, plus la différence est proche de 0, plus les simulations sont similaires. Si les simulations sont bien distinctes, cela signifie qu'il est important de simuler les cartes de bruit pour les différentes saisons et une saison ne peut pas être approximée par une autre, de même pour les dates et les localisations des sources. La seconde méthode consistait à comparer les grilles de simulation deux à deux en utilisant les RMSEs (*Root Mean Square Error* - racine carrée de l'erreur quadratique moyenne ; Neill & Hashemi, 2018). Plus la RMSE est proche de 0, plus les cartes sont semblables et plus la valeur est élevée, plus les cartes sont différentes.

## 6.6 Estimation du nombre d'animaux potentiellement exposés

### 6.6.1 Les différents scénarios de bruit

Pour simuler les cartes de bruit utiles pour l'estimation du nombre d'animaux exposés, il était nécessaire de définir une zone qui englobait les deux parcs de Courseulles et Fécamp sans qu'elle soit trop étendue pour limiter les temps de calculs (Fig. 15). En effet, une grande zone d'étude multipliait considérablement les temps de calculs et l'accès à la licence limité à un mois nous a contraint à limiter la zone de calculs et le nombre de simulations.



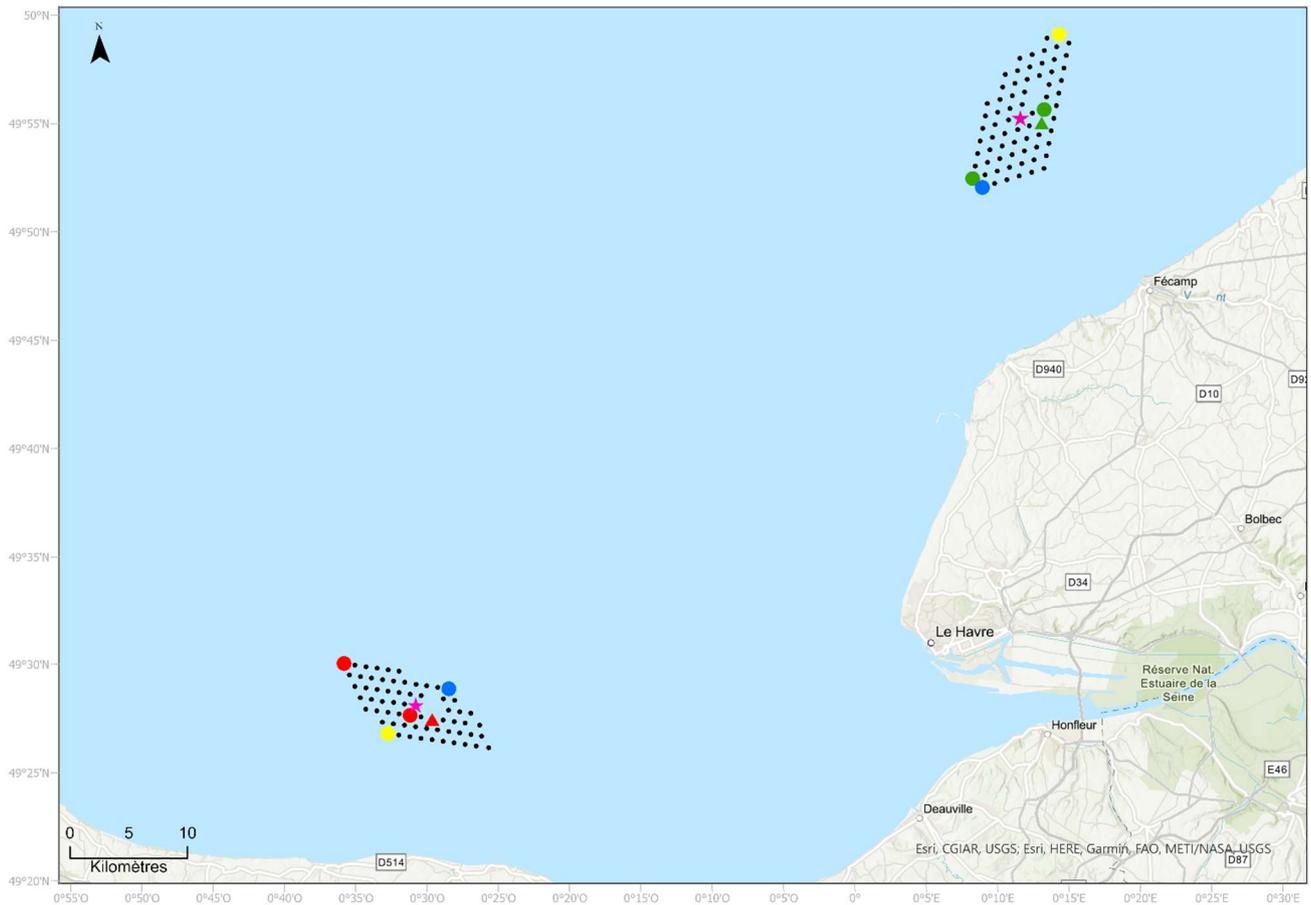
**Fig. 15. Zone de simulation des cartes de bruit.**

A cause des contraintes de temps liées à l'accès limité de la licence et aux temps de simulations longs, des choix de simulations ont été pris. Seules deux dates ont été simulées, une date en hiver, le 02/01/2020 et une date en été, le 02/07/2020. Si nous avions eu plus de temps, nous aurions simulé plusieurs dates afin de considérer les minimums, maximums et moyennes des niveaux sonores pour établir différents scénarios d'impact, nous y reviendrons dans la partie 4.2. Pour ces deux dates, plusieurs scénarios ont été simulés (Tableau 3). Dans la mesure du possible, nous avons simulé des activités qui seraient envisagées sur les parcs de Courseulles et Fécamp mais des changements pourraient être opérés par les porteurs de projets.

**Tableau 3. Scénarios de bruits simulés dans Quonops®.** Les localisations des sources sont représentées dans la Fig. 16. L'activité de battage concernerait uniquement l'installation des sous stations électriques qui pourrait être réalisées en simultanée des activités de forage et clapage. Les cartes de bruit associées à chaque scénario sont présentées dans l'Annexe B.

Scénarios	Zones	Activités	Localisations des sources
<b>1 activité</b> 02/01/2020 et 02/07/20220	Courseulles	Battage	Centre
		Forage	Centre
		Vibrofonçage	Centre
	Fécamp	Clapage	Centre
		Dragage	Centre
<b>2 activités simultanées sur 1 parc</b> 02/01/2020 et 02/07/20220	Courseulles	Forage + Battage	Sources proches
			Sources éloignées
	Fécamp	Clapage + Battage	Sources proches
			Sources éloignées
<b>2 activités simultanées sur 2 parc</b> 02/01/2020 et 02/07/20220	Courseulles + Fécamp	Vibrofonçage + Dragage	Sources proches
			Sources éloignées
		Forage + Dragage	Sources proches
			Sources éloignées
		Vibrofonçage + Clapage	Sources proches
			Sources éloignées
		Forage + Clapage	Sources proches
			Sources éloignées

Le premier scénario consistait à simuler une unique activité génératrice de bruit au sein de chaque parc éolien. Cinq activités ont été simulées, du vibrofonçage, du battage, du dragage, du forage et du clapage, au centre des parcs (Fig. 16 ; idéalement nous aurions souhaité faire les simulations sur chaque extrémité). Le second scénario consistait à simuler deux activités réalisées en simultanée sur chaque parc éolien. Ce scénario correspondrait à l'installation des sous stations électriques par battage en simultanée de l'installation des fondations d'une éolienne (par forage sur Courseulles et par clapage sur Fécamp). Ici la distance entre les activités pourrait avoir une influence sur les simulations donc des sources proches et éloignées ont été simulées sur chaque parc (Fig. 16). Le troisième scénario consistait à simuler deux activités réalisées en simultanée sur les deux parcs éoliens. Ce scénario correspondrait à un cumul des activités sur les deux parcs. La distance entre les activités pourrait également avoir une influence sur les simulations donc des sources proches et éloignées ont été simulées (Fig. 16).

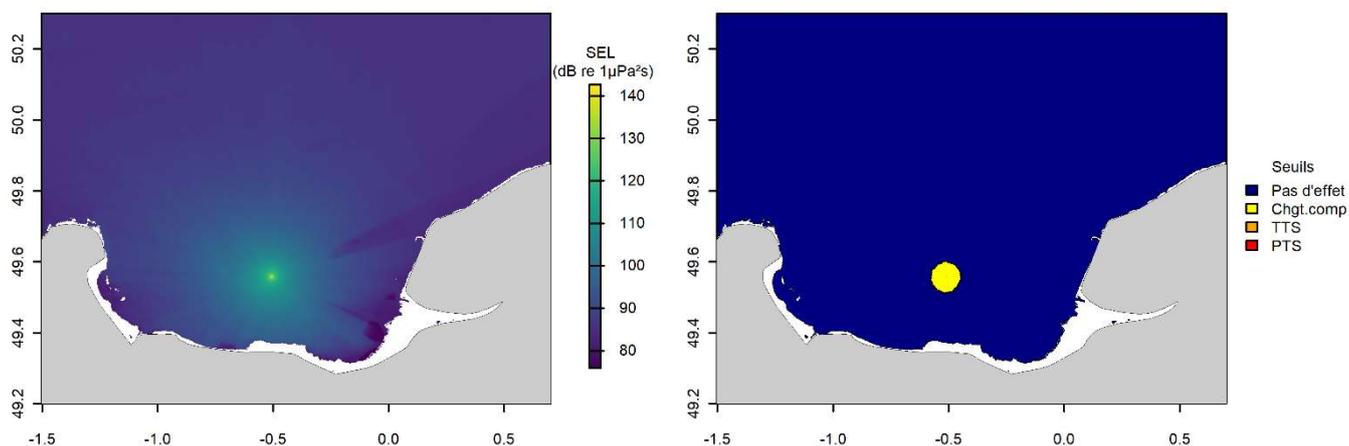


**Fig. 16. Localisations des sources de bruit des différents scénarios simulés.** Points noirs : éoliennes ; étoiles roses : centres des parcs ; triangles verts : sous stations électriques (non représentatives de la réalité) ; points rouges et verts : scénarios de deux activités simultanées proches et éloignées de la sous station électrique sur un parc ; points bleus : scénario de deux activités simultanées proches sur les deux parcs ; points jaunes : scénario de deux activités simultanées éloignées sur les deux parcs.

### 6.6.2 Superposition des cartes de bruit et de distributions des individus

La superposition des cartes de bruit et de distribution des individus et l'estimation du nombre d'animaux potentiellement exposés ont été réalisées sous le logiciel R (R Core Team, 2021). Quand nous parlons de cartes de bruit, il s'agit en réalité de grilles (ou rasters) dans lesquelles chaque cellule représente un niveau de bruit. Il est donc possible d'effectuer des calculs sur ces grilles.

La première étape consistait à transformer les cartes de bruit instantané en cartes représentant les zones de perturbations (PTS, TTS et changements comportementaux ; Fig. 17). Les seuils utilisés sont ceux définis dans le tableau 2 pour les cétacés très hautes fréquences car nous nous sommes concentrés uniquement sur le marsouin. Pour les cartes de bruit cumulé, les fichiers obtenus à partir de Quonops© étaient déjà seuillés donc aucune transformation n'était à effectuer. Il est à noter que nous avons rencontré un souci concernant les cartes de bruits impulsifs cumulés sur 24h fournies par Quonops©. Les seuils de changements comportementaux et de TTS étaient tous deux établis à 140 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  alors qu'ils auraient dû être différents. Ceci ne nous a pas permis de différencier les deux zones de perturbations dans le cas du battage cumulé sur 24h (les autres activités étant considérées comme continues sur 24h). Nous avons donc considéré qu'entre 140 et 155 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  il s'agissait d'une zone de TTS et que la zone de changements comportementaux n'était pas représentée. Il s'agit d'un problème lié à Quonops© que nous ne pouvions pas résoudre *a posteriori*.



**Fig. 17. Transformation des cartes de niveaux de bruit (à gauche) en cartes de zones de perturbations (à droite) pour une activité de battage de pieux en été sur le parc de Courseulles.** SEL : niveau d'exposition sonore en dB re 1µPa<sup>2</sup>s ; Chgt.comp : changements comportementaux ; TTS : perte temporaire d'audition ; PTS : perte permanente d'audition.

Les cartes de distribution des individus étaient sous forme de points donc pour estimer le nombre d'animaux potentiellement exposés dans chaque zone de perturbation (PTS, TTS, changements comportementaux, sans effet), il fallait compter le nombre de points présents dans chaque zone (fonction 'intersect' du package R 'terra', Hijmans, 2021) et sommer le nombre d'individus de chacun des groupes. Pour rappel, 100 simulations de distributions des individus ont été réalisées à partir des cartes de densités moyennes en été et hiver et de chaque carte de densités journalières. Le calcul du nombre d'individus a donc été réalisé pour chaque simulation puis la moyenne, le minimum et le maximum du nombre d'individus pour les 100 simulations ont été calculés pour obtenir des intervalles de confiance.

Les estimations du nombre d'animaux potentiellement exposés ont été calculées à partir des cartes de bruit instantané sur 1 seconde d'activité et des distributions moyennes sur l'été et sur l'hiver, à partir des cartes de bruit cumulé sur 24h d'activité et des distributions moyennes sur l'été et sur l'hiver (directement issues des campagnes SAMM I) et à partir des cartes de bruit cumulé sur 24h d'activité et chaque distribution journalière simulée. Ces deux dernières estimations peuvent paraître redondantes et les résultats obtenus sont assez semblables car *in fine* nous calculons le nombre moyen d'individus.jour potentiellement exposés à partir des distributions journalières. Cependant, le fait de faire une estimation sur chaque jour puis de moyenniser sur l'ensemble de l'été et de l'hiver nous permet d'avoir des estimations plus précises du nombre moyen d'animaux potentiellement exposés par jour d'activité tout en prenant un compte le déplacement des animaux. Par soucis de synthétisation des résultats seuls les nombres moyens sont proposés mais il peut être envisagé de proposer un nombre d'individus pour chaque jour. Il est possible qu'aucun individu n'ait été estimé dans certaines zones de perturbations car les niveaux sonores étaient inférieurs aux niveaux sonores provoquant la perturbation, notamment pour les PTS. Comme nous n'avons pas de cartes de densités moyennes pour l'automne et le printemps, nous avons choisi de ne pas faire d'estimations pour ces deux périodes.

## 7 Résultats

**Avertissement : les effets de la construction des parcs éoliens sur le nombre de marsouins exposés présentés ci-dessous ont été estimés sans intégrer les mesures d'évitement, de réduction et de compensation prévues par les industriels et approuvés par les préfets dans les autorisations délivrées (exemples cf. 4.3). Il s'agit d'une étude théorique destinée uniquement à tester des modèles à l'échelle de deux parcs éoliens en mer, dans l'objectif d'appréhender la faisabilité technique d'utilisation de modèles jamais testés à ce jour dans le cadre d'un cumul. Les estimations du nombre de marsouin potentiellement impactés ne prennent pas en compte les mesures ERC et sont donc surévaluées (le logiciel simulant les cartes de bruit ne permettant pas d'intégrer ces mesures ERC). L'objectif n'est pas d'estimer de manière précises le nombre de marsouins potentiellement impactés mais de pouvoir comparer les effets sur la population de différentes techniques qui pourraient être utilisées et du phasage qui pourrait être opéré.**

## 7.1 Tests préliminaires

Les effets les plus notables sur les simulations des cartes de bruit des cétacés très hautes fréquences sont la saison et la date (Tableau 4).

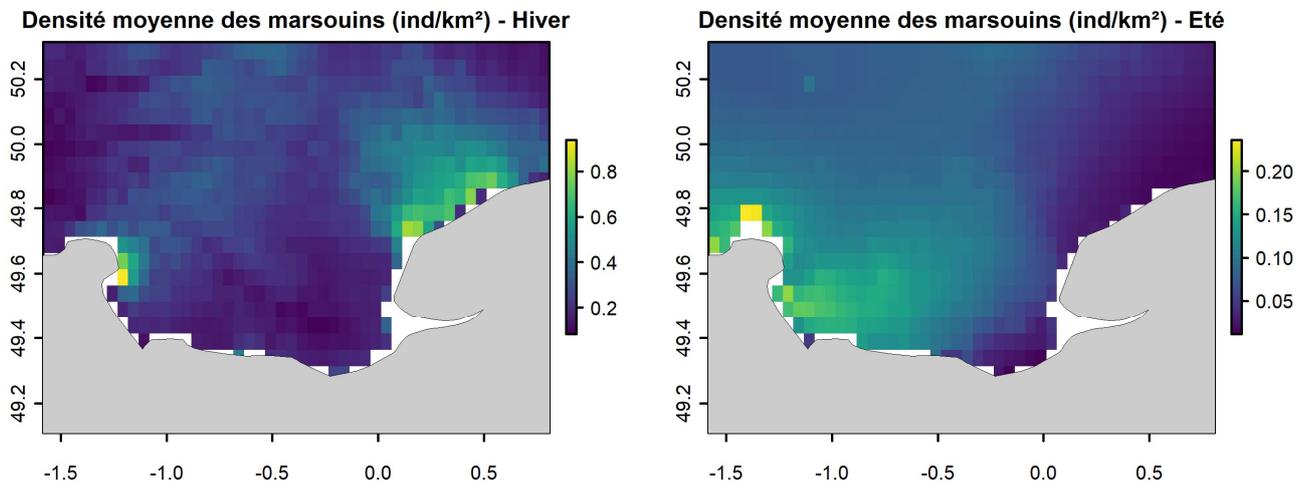
**Tableau 4. Evaluation des effets saison, localisation de la source et date sur les simulations de cartes de bruit des cétacés très hautes fréquences.** La comparaison est réalisée par rapport à une référence en calculant la /moyenne de la différence et la racine carrée de l'erreur quadratique moyenne (RMSE) entre les deux éléments comparés. Plus les valeurs sont proches de 0, plus les éléments comparés sont semblables. CO : Courseulles-sur-Mer ; FE : Fécamp ; C : centre ; SE : sud-est ; NE : nord-est ; NO : nord-ouest ; So : sud-ouest.

Zone	Effet	Activité	Référence	Comparaison	Moyenne de la différence	RMSE
CO	Saison	Battage	C – 26/06/2020	C – 26/12/2020	3.7	4.0
		Vibrofonçage	C – 26/06/2020	C – 26/12/2020	8.2	8.5
	Localisation	Battage	C – 26/06/2020	SE – 26/06/2020	-1.1	3.6
				NE – 26/06/2020	0.6	2.0
				NO – 26/06/2020	-0.2	4.0
				SO – 26/06/2020	-1.0	2.4
		Vibrofonçage	C – 26/06/2020	SE – 26/06/2020	-0.4	4.2
				NE – 26/06/2020	0.5	2.4
				NO – 26/06/2020	0.5	4.7
				SO – 26/06/2020	-0.8	2.7
	Date	Vibrofonçage	C – 26/06/2020	C – 15/07/2020	2.4	3.9
				C – 26/07/2020	6.1	6.6
				C – 15/08/2020	-0.8	3.2
				C – 26/08/2020	15.0	15.2
C – 26/12/2020			C – 15/01/2020	3.4	3.6	
			C – 26/01/2020	-3.5	3.8	
			C – 15/02/2020	0.2	1.2	
			C – 26/02/2020	8.3	9.2	
FE	Saison	Clapage	C – 26/06/2020	C – 26/12/2020	-7.1	7.6
		Dragage	C – 26/06/2020	C – 26/12/2020	-1.6	4.3
	Localisation	Clapage	C – 26/06/2020	SE – 26/06/2020	-0.1	2.3
				NE – 26/06/2020	0.3	3.0
				NO – 26/06/2020	0.2	2.0
				SO – 26/06/2020	0.1	3.0
		Dragage	C – 20/06/2020	SE – 26/06/2020	0.1	2.9
				NE – 26/06/2020	1.0	4.9
				NO – 26/06/2020	0.6	2.8
				SO – 26/06/2020	-0.5	4.5

Une simulation réalisée le 26/06/2020, quelle que soit la zone ou l'activité, ne peut être approximée par une simulation réalisée le 26/12/2020 ni même le 15/07, le 26/07, le 15/08 ou le 26/08. Il apparaît donc important de réaliser des simulations à différentes dates au sein des différentes saisons. Concernant l'effet de la localisation de la source de bruit, l'effet semble moins significatif (valeurs plus proches de 0). Bien que l'approximation soit assez forte, nous pouvons considérer que les simulations réalisées au centre de chaque parc reflètent la distribution des niveaux de bruit sur l'ensemble de chacun des parcs, d'autant plus que les cellules de grilles de prédictions de densités de marsouins sont beaucoup plus larges que les cellules de grilles de simulations des cartes de bruit donc l'effet localisation de la source sera négligeable lors de la superposition des cartes.

## 7.2 Distribution moyenne des marsouins dans la zone de simulation

Les densités estimées en hiver sont plus élevées que celles en été, les maximas atteignent 0.9 individus/km<sup>2</sup> en hiver et 0.25 individus/km<sup>2</sup> en été (Fig. 18). En hiver, les marsouins sont essentiellement prédits au large mais également près des côtes à l'est au niveau de Fécamp et à l'est de la pointe du Cotentin alors qu'en été les marsouins sont prédits majoritairement près des côtes à l'ouest de la zone de simulation avec des maximas au nord de la pointe du Cotentin. Dans la zone de simulation, la population est estimée à 13 446 individus [12 984 ; 14 095] en hiver et 2 711 individus [2 521 ; 2 908] en été. Ces estimations ont été calculées par le processus de Poisson non-homogène décrit en 2.4.5. Il s'agit certainement de surestimations car les tailles moyennes des groupes utilisées pour simuler les groupes représentent les tailles moyennes de groupes par segments de 10 km et non les tailles moyennes de groupes réelles car les nombres d'individus sont sommés sur les segments de 10 km, ils ne représentent pas chaque observation indépendante. Les populations de marsouins présentes dans les zones de simulations en été et en hiver, sont considérées dans cette étude comme les populations de référence par rapport auxquelles seront comparés les nombres d'individus potentiellement exposés dans chaque zone de perturbation. D'autres populations de référence auraient pu être considérées comme la zone VII d des écorégions du CIEM (Conseil International pour l'Exploration de la Mer) qui correspond à la Manche est dans son ensemble mais il aurait été nécessaire d'agrandir la zone de simulation des cartes de bruit.

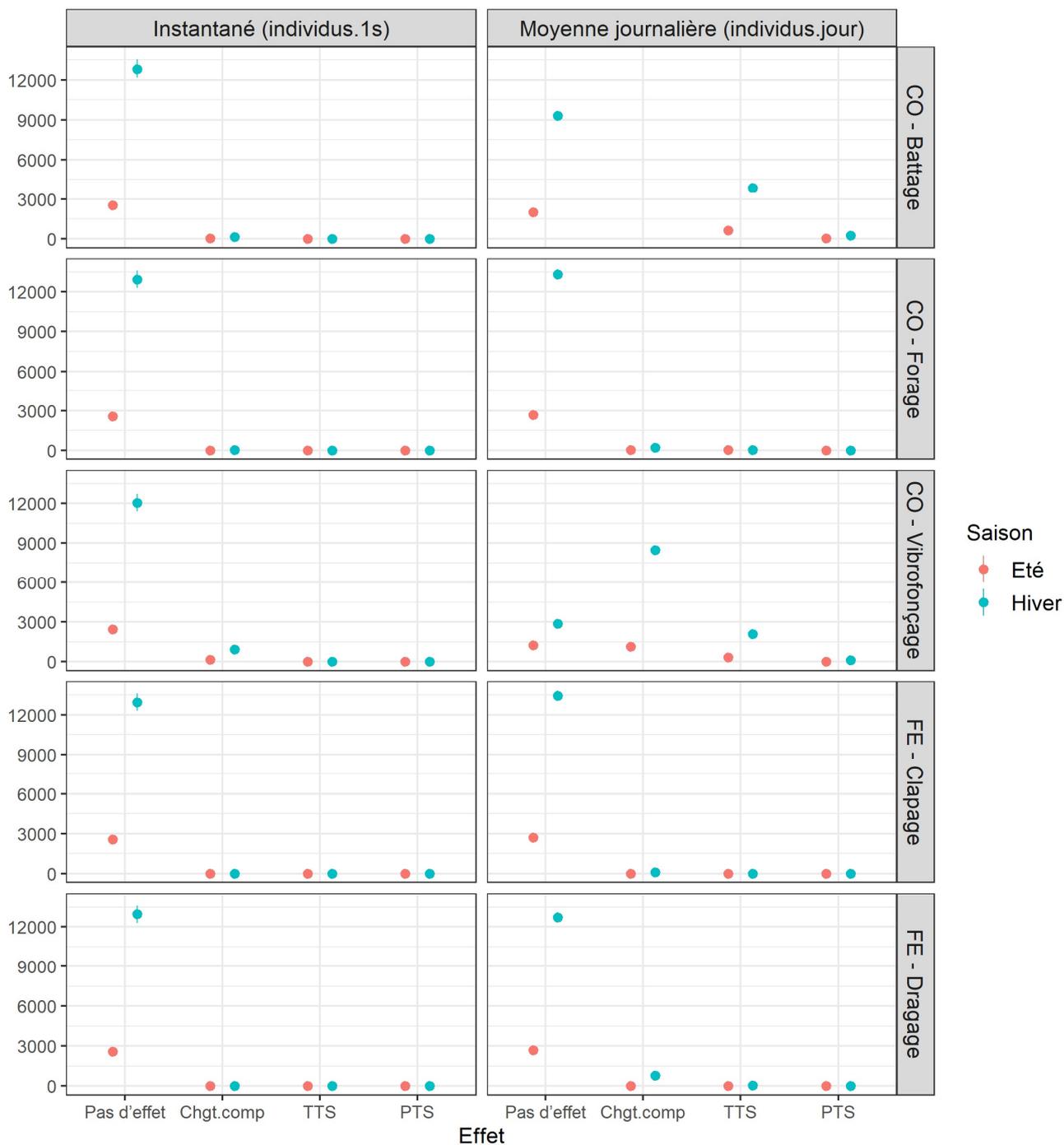


**Fig. 18. Distributions moyennes des marsouins en été et en hiver dans la zone de simulation des cartes de bruit.** Les zones blanches correspondent à des zones où les prédictions n'ont pas été calculées.

## 7.3 Estimation du nombre d'animaux potentiellement exposés à une seule activité dans un parc

Avec la mise en œuvre de cette méthodologie, quelle que soit l'activité concernée, battage, forage, vibrofonçage, clapage ou dragage, le nombre de marsouins potentiellement exposés serait supérieur lorsqu'on considère un cumul des activités chaque jour comparé à une activité instantanée (Fig. 19). D'une manière générale, le nombre d'individus potentiellement exposés serait supérieur en hiver car la population de marsouins présente dans la zone est plus importante en hiver qu'en été. Pour les activités de forage, clapage et dragage, la grande majorité des individus présents dans la zone de simulation ne semblerait pas être affectée par les activités (plus de 90% des individus) par rapport à la population totale de marsouins estimée dans la zone de simulation des cartes de bruit. Sans prise en compte de mesures ERC qui seraient mises en œuvre par les porteurs de projet (des exemples sont fournis en 4.3), nous avons estimé que les activités de battage et de vibrofonçage seraient plus impactantes et pourraient provoquer des changements comportementaux pour 42% ( $\approx$  1130 individus.jour) de la population par jour en été et 63% ( $\approx$  8470 individus.jour) en hiver pour le vibrofonçage (Tableau 5) et des TTS pour 10% de la population en été et 14% en hiver pour le vibrofonçage (respectivement 320 et 2080 individus.jour) et 22% en été et 28% en hiver pour le battage (respectivement 640 et 3880 individus.jour; Tableau 5); par rapport à la population totale estimée dans la zone de simulation par saison. Le nombre d'individus potentiellement exposés par jour d'activité par un PTS apparaît comme faible mais pourrait tout de même atteindre 1% de la population pour le vibrofonçage ( $\approx$  50 individus.jour

en été et  $\approx 230$  individus.jour en hiver) et 3% pour le battage ( $\approx 16$  individus.jour en été et  $\approx 125$  individus.jour en hiver).



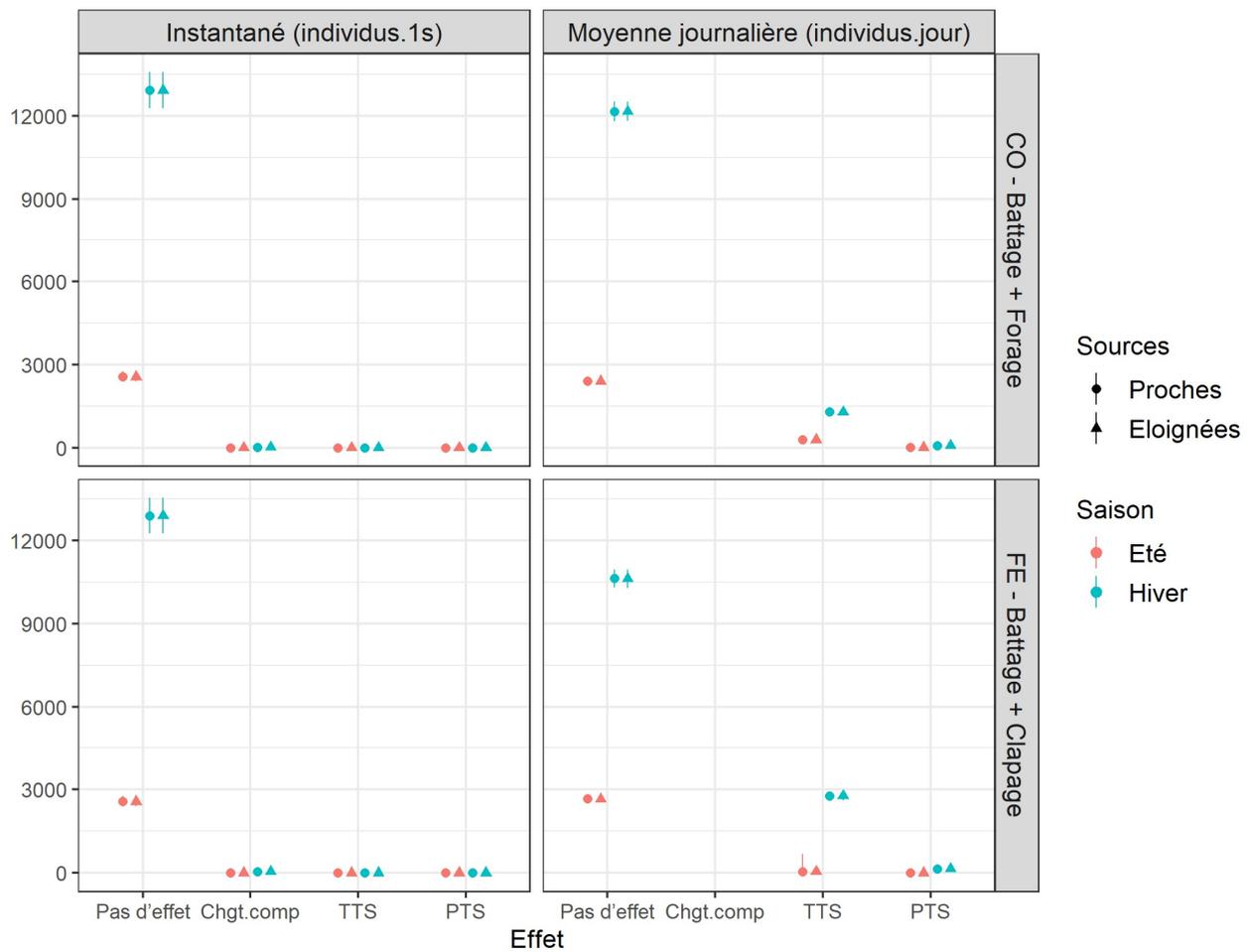
**Fig. 19. Estimation du nombre de marsouins potentiellement exposés par saison dans chaque zone de perturbation par une unique activité au sein d'un parc éolien sans prise en compte de mesures ERC.** Le cumul sur 24h n'a pas été représenté ici car les résultats sont très proches des moyennes journalières dont le calcul est probablement plus proche de la réalité. Pour le détail, se référer à l'Annexe C. CO : Courseulles-sur-Mer ; FE : Fécamp ; PTS : perte permanente d'audition ; TTS : perte temporaire d'audition ; Chgt.comp : changements comportementaux.

**Tableau 5. Pourcentage moyen de la population de marsouins potentiellement impactée par jour d'activité par les différentes perturbations en fonction des différentes activités de construction en l'absence de mesures ERC.** Les pourcentages sont calculés par rapport à la population totale de marsouins estimée dans la zone de simulation des cartes de bruit en été et en hiver. Dans le cas de plusieurs activités simultanées, nous avons indiqué dans ce tableau les résultats pour les sources éloignées (impact le plus important mais très semblable à celui des sources proches), les autres résultats peuvent être retrouvés dans les Annexes C, D et E. Pour les activités impulsives (battage), les seuils de changements comportementaux et TTS étaient identiques donc nous avons considéré que les deux effets étaient conjoints. CO : Courseulles-sur-Mer ; FE : Fécamp ; PTS : perte permanente d'audition ; TTS : perte temporaire d'audition ; Chgt.comp : changements comportementaux ; Bat. : battage ; For. : forage ; Vib. : vibrofonçage ; Cla. : clapage ; Dra. : dragage.

Activité	Saison	PTS	TTS	Chgt.comp	Pas d'effet
CO - Bat.	Été	2.60 %	21.60 %		75.90 %
	Hiver	2.90 %	27.50 %		69.60 %
CO - For.	Été	0 %	0 %	1 %	99 %
	Hiver	0 %	0.01 %	1.50 %	98.50 %
CO - Vib.	Été	1 %	10.10 %	42 %	46.90 %
	Hiver	1.20 %	14.40 %	63.10 %	21.30 %
FE - Cla.	Été	0 %	0 %	0.04 %	99.96 %
	Hiver	0 %	0 %	0.70 %	99.30 %
FE - Dra.	Été	0 %	0 %	0.40 %	99.60 %
	Hiver	0.01 %	0.10 %	5.80 %	94.10 %
CO - Bat. + For S. éloignées	Été	0.90 %	9.30 %		89.80 %
	Hiver	0.90 %	8.80 %		90.40 %
FE - Bat. + Cla. S. éloignées	Été	0.20 %	1.20 %		98.60 %
	Hiver	1.30 %	19.40 %		79.30 %
FE - Clap. + Co - For. S. éloignées	Été	0 %	0.01 %	2.40 %	97.60 %
	Hiver	0.01 %	0.10 %	2.80 %	97.10 %
FE - Dra. + CO - For. S. éloignées	Été	0 %	0 %	1.80 %	98.20 %
	Hiver	0.01 %	0.20 %	7.30 %	92.60 %
FE - Cla. + CO - Vib. S. éloignées	Été	1.50 %	15.90 %	53.60 %	28.70 %
	Hiver	1.30 %	13.50 %	70 %	15.20 %
FE - Dra. + CO - Vib. S. éloignées	Été	1.50 %	15.90 %	54.40 %	28.20 %
	Hiver	1.30 %	13.80 %	70.90 %	14.10 %

## 7.4 Estimation du nombre d'animaux potentiellement exposés à un cumul d'activités dans un parc

Les estimations faites, sans mesure ERC, lors d'un bruit instantané ne montreraient pas d'effet notable sur les populations mais lorsqu'on considère le cumul sur la journée, les effets seraient notables. Lorsque deux activités sont réalisées en simultané au sein d'un seul parc, avec un battage de la sous station électrique et un forage ou clapage des fondations des éoliennes, nous pouvons constater que le nombre d'individus potentiellement exposés à un TTS ne serait pas négligeable (Fig. 20), environ 10% de la population sur Courseulles en été et en hiver et presque 20% de la population en hiver sur Fécamp (Tableau 5) ; par rapport au nombre d'individus total estimé dans la zone de simulation par saison.



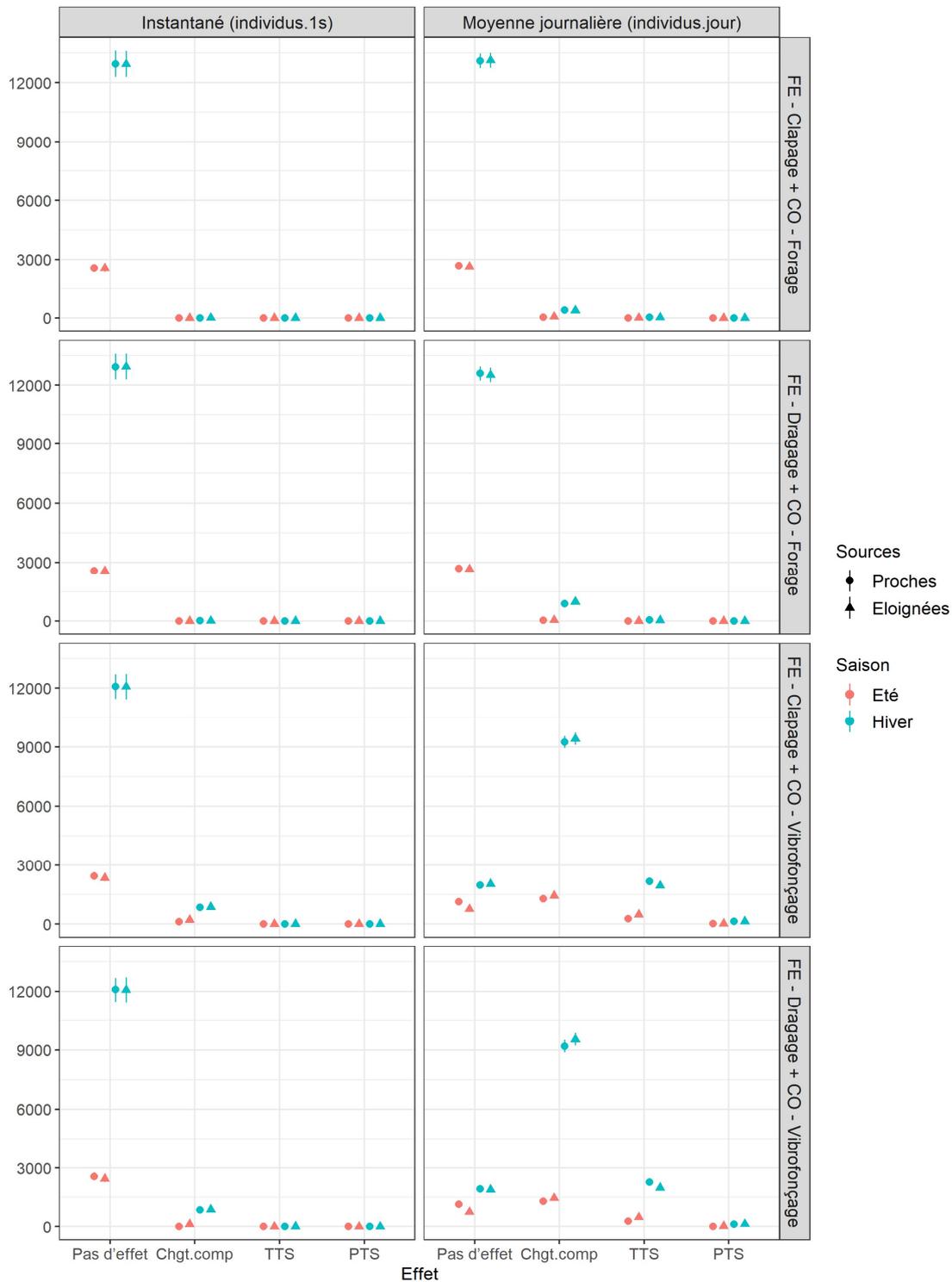
**Fig. 20. Estimation du nombre de marsouins potentiellement exposés par saison dans chaque zone de perturbation par deux activités réalisées en simultanément au sein d'un parc éolien sans prise en compte de mesures ERC.** Le cumul sur 24h n'a pas été représenté ici car les résultats sont très proches des moyennes journalières dont le calcul est probablement plus proche de la réalité. Pour le détail, se référer à l'Annexe D. CO : Courseulles-sur-Mer ; FE : Fécamp ; PTS : perte permanente d'audition ; TTS : perte temporaire d'audition ; Chgt.comp : changements comportementaux.

Les impacts seraient probablement essentiellement liés aux activités de battage mais comme il s'agit de la sous station électrique, les pieux sont plus petits que ceux des éoliennes (3 m versus 7 m) et l'effet est moins important qu'une activité de battage d'une fondation éolienne seule (Tableau 5). Le nombre d'individus potentiellement exposés serait supérieur en hiver car la population de marsouins présente dans la zone est plus importante en hiver qu'en été. L'éloignement des sources au sein du parc semblerait avoir un très faible effet sur l'estimation du nombre d'animaux potentiellement exposés, comme nous avons pu le supposer lors des tests préliminaires.

## 7.5 Estimation du nombre d'animaux potentiellement exposés à un cumul d'activités dans deux parcs

Les estimations faites lors d'un bruit instantané ne montreraient pas d'effet notable sur les populations mais lorsqu'on considère le cumul sur la journée, les effets seraient notables. Le cumul des activités au sein des deux parcs semblerait avoir un effet significatif lorsqu'une activité de vibrofonçage est opérée sur Courseulles en simultanément d'une activité de clapage ou de dragage à Fécamp, que ce soit en été ou en hiver (Fig. 21). En effet, environ 50% de la population ( $\approx 1450$  individus.jour) pourrait subir des changements comportementaux par jour en été et 70% de la population en hiver ( $\approx 9530$  individus.jour) et 16% de la population pourrait subir un TTS par jour en été et 14% en hiver (respectivement 480 et 1980 individus.jour). Plus de 1% de la population pourrait être affecté par jour par un PTS. Il s'agit du premier cas de figure où le nombre d'individus qui ne subiraient aucun effet est faible ( $< 20\%$  de la population par jour). Lorsqu'une activité de forage sur Courseulles est réalisée en simultanément d'une activité de clapage ou dragage sur Fécamp, les effets seraient moindres mais 2 à 7% de

la population pourraient être affectés par des changements comportementaux par jour. En comparaison d'une activité seule, les effets sur la population de marsouins seraient amplifiés. Ici encore, le nombre d'individus potentiellement exposés serait supérieur en hiver car la population de marsouins présente dans la zone est plus importante en hiver qu'en été. Dans le cas d'un cumul d'activité sur deux parcs, des sources éloignées sembleraient avoir un effet un peu plus marqué car l'étendue des différentes zones d'impact était augmentée.



**Fig. 21. Estimation du nombre de marsouins potentiellement exposés par saison dans chaque zone de perturbation par deux activités réalisées en simultanée sur les deux parcs éoliens sans prise en compte de mesures ERC.** Le cumul sur 24h n'a pas été représenté ici car les résultats sont très proches des moyennes journalières dont le calcul est probablement plus proche de la réalité. Pour le détail, se référer à l'Annexe E. CO : Courseulles-sur-Mer ; FE : Fécamp ; PTS : perte permanente d'audition ; TTS : perte temporaire d'audition ; Chgt.comp : changements comportementaux.

## 8 Discussions

### 8.1 Considérations méthodologiques

#### 8.1.1 Avantages et limites de la méthode

Les modèles d'impact populationnel, tels que DEPONS et iPCoD, permettent de simuler les effets (ou l'impact) des dérangements dû aux activités éoliennes sur les tailles de populations de mammifères marins d'un dérangement dû aux activités éoliennes (Harwood et al., 2014 ; Nabe-Nielsen et al., 2014 ; Virgili & Ridoux, 2021). Cependant, pour être implémentés, ces modèles nécessitent un grand nombre de paramètres (*e.g.* démographiques, énergétiques) qui sont généralement spécifiques à la région d'étude (Nabe-Nielsen et al., 2018). Actuellement, nous ne disposons pas de ces données en Manche ; nous avons donc développé une méthodologie permettant d'obtenir une estimation du nombre d'animaux qui seraient potentiellement exposés à différentes activités liées à la construction des parcs éoliens de Courseulles-sur-Mer et Fécamp.

Les estimations obtenues ne représentent certainement pas une réalité du nombre d'animaux réellement exposés, d'autant qu'aucune mesure ERC n'a été prise en compte. Cela nous permet toutefois de comparer les activités entre elles pour définir celles qui seraient les moins impactantes et ainsi prioriser certaines, par exemple du dragage au lieu d'un battage de pieux. La méthodologie permet également d'estimer un effet cumulé de plusieurs activités, au sein d'un même parc ou au sein de parcs plus ou moins éloignés. Dans certains cas, le rayon de perturbation peut être considérablement augmenté par le cumul de plusieurs activités en simultané et des choix d'activités moins impactantes pourraient être opérés si ces dernières devaient avoir lieu en simultané.

Dans ce travail, nous avons essayé de prendre en compte le déplacement journalier des animaux en simulant des changements de densités jour par jour dans un rayon de 30 à 40 km selon la saison. Les simulations sont très simplistes, nous avons considéré que les individus se déplaçaient aléatoirement dans ce rayon alors que dans la réalité, les animaux se déplacent de manière à optimiser la balance entre les apports et les dépenses énergétiques (il y a donc peu de chances qu'ils se déplacent de manière aléatoire ; Costa, 2009). Cela nous a tout de même permis d'incorporer une variabilité dans les cartes de densités qui à l'origine ne représentaient que les densités moyennes prédites en été et en hiver. Des densités prédites en automne et au printemps auraient permis d'être plus représentatives de la réalité mais celles-ci n'étaient pas disponibles dans le cadre de ce projet. Il est à noter également que les réactions des animaux face aux perturbations sonores (*e.g.* fuite de la zone) n'ont pas pu être prises en compte dans les simulations des changements de distributions, ce qui constitue une limite majeure de la méthodologie. Pour pouvoir prendre en compte les déplacements entraînés par une réaction de fuite, il faut pouvoir utiliser des modèles individus centrés (inclus dans DEPONS ; Turchin, 1998 ; Nabe-Nielsen et al., 2013 ; Sibly et al., 2013) qui, en se basant sur des données de suivis télémétriques, permettent de simuler les trajectoires de chaque individu dans l'espace et dans le temps en paramétrant le déplacement de manière à imiter le déplacement observé par la télémétrie. A l'heure actuelle, aucun modèle de déplacements n'a été paramétré pour les espèces de cétacés présents en France, notamment car il n'existe pas de suivis télémétriques de ces animaux, il n'était donc pas envisageable d'essayer d'implémenter ces modèles dans notre méthodologie.

Le fait de ne pas pouvoir prendre en compte les flux d'individus entrant et sortant dans la zone de simulation ne nous a pas permis d'estimer le nombre d'individus potentiellement exposés sur l'ensemble de la durée des travaux de construction mais seulement d'estimer des individus potentiellement exposés par jour. Le passage par un modèle basé sur les agents évoqué ci-dessus pourrait permettre de pallier ce problème car nous serions en mesure de modéliser le déplacement de chaque individu au cours du temps et donc de savoir quand il se trouverait dans les zones de perturbations et d'éviter un double comptage des animaux.

A l'origine nous avons envisagé de réaliser une simple superposition des cartes de densités, transformées en abondances, avec les polygones définissant les différentes zones de perturbation (PTS, TTS, changements comportementaux, sans effet). Il nous a paru plus pertinent de retransformer les cartes de densités en points qui correspondraient aux groupes d'individus qui auraient pu être présents dans la zone. Cette transformation permet de distribuer les groupes d'individus en fonction des densités prédites de manière non homogène dans la zone, ce qui est plus représentatif de la réalité.

Comme nous l'évoquions précédemment, l'accès aux données de bruit des porteurs de projets a été difficile (délais, incompréhension mutuelle sur la mise à disposition des données), celles-ci auraient

dû être disponibles en mars 2021 or nous avons dû passer par l'achat d'une licence pour Quonops© et extraire par nous même les cartes de bruit, avec l'aide de Quiet Oceans car il n'était pas possible de télécharger directement les cartes cumulées sur 24h. Finalement, les cartes utiles pour les analyses n'ont été disponibles qu'à la deuxième moitié de Juillet ce qui a retardé le travail mais également limité les analyses que nous souhaitions réaliser. L'accès à la licence d'un mois, les temps de calculs et les temps d'attente dus à la mise sur liste d'attente dans le logiciel, nous ont permis de simuler les cartes de bruit sur uniquement deux dates, une en été (2 juillet) et une en hiver (2 janvier). Idéalement nous aurions souhaité pouvoir simuler d'autres dates car nous avons observé dans les tests préliminaires que l'effet date était significatif et cela nous aurait permis d'établir plusieurs scénarios avec des impacts potentiellement faibles, moyens et forts. Nous avons tout de même pu simuler un assez grand nombre d'activités pour les deux dates, ce qui était suffisant pour une première approche.

Dans ce travail, nous avons des informations très limitées sur le calendrier des activités, nous savions que les travaux devaient durer environ 1 an mais nous ne connaissions pas le nombre d'heures d'activités par jour, les possibles pauses dans les activités, les possibles cumuls entre les deux parcs. Nous avons donc considéré 3h d'activités cumulées pour 24h et que les activités avaient lieu en simultané sur Fécamp et Courseulles. Ce scénario ne reflétera probablement pas la réalité mais nous permettait d'estimer le potentiel cumul des activités sur les deux parcs.

Les hypothèses et les sources d'incertitudes liées à l'étude sont résumées dans les Tableaux 6 et 7.

**Tableau 6. Classification subjective des hypothèses émises durant l'étude.** ERC : évitement, réduction, compensation.

Hypothèses	Degrés de précaution
Seuils de perturbation auditive représentatifs des marsouins	Réaliste
Temps d'activités simulés représentatifs de la réalité	Peu réaliste et optimiste
Estimations des densités correctes	Cohérent mais pessimiste
Tailles moyennes de groupes justes	Pessimiste (surestimation des tailles de groupes)
Animaux ne se déplacent pas en présence de bruit	Peu réaliste
Animaux se déplacent quotidiennement	Réaliste
Pas de mesures ERC considérées	Pire cas peu réaliste
Activités totalement simultanées	Peu réaliste et optimiste (temps d'activités allongés si non simultanées)
Absence d'autres activités	Peu réaliste et optimiste

**Tableau 7. Classification subjective des incertitudes liées à la méthodologie adoptée et effet dur l'estimation du risque.** ERC : évitement, réduction, compensation.

Sources d'incertitudes	Importance relative	Sur/sous-estimation du risque
Campagnes d'observation : biais de perception et de disponibilité	Moyenne	Sous-estimation
Modèles d'habitat : erreurs de mesures ou de modélisation des variables environnementales et estimations des densités	Faible	Sous-estimation
Processus de Poisson non-homogène : tailles moyennes de groupes et localisation des groupes	Moyenne	Surestimation
Cartes de bruit : erreurs de mesures et de simulation	Inconnue	Non-estimable
Calendrier des activités : temps d'activités	Forte	Sous-estimation
Seuils de perturbation : devraient dépendent de la région, de l'espèce voir des individus	Moyenne	Non-estimable
Déplacement des animaux : fuite et retour sur la zone de bruit	Forte	Surestimation
Absence de mesures ERC	Forte	Surestimation

## 8.1.2 Améliorations envisageables

Bien que nous ayons inclus de la variabilité dans les cartes de densités, nous nous sommes basés uniquement sur deux cartes moyennes, une en été et une en hiver qui dataient de campagnes réalisées en 2011 et 2012. Une des premières améliorations consisterait à utiliser des **cartes de densités plus récentes** (campagnes SAMM 2019-2020, les cartes de densités n'étaient pas disponibles au moment de cette étude) mais également des **cartes de densités par saison**, l'idéal serait des cartes mensuelles mais aucune campagne mensuelle n'est réalisée à l'échelle de la Manche. Pour obtenir les cartes saisonnières, il faudrait envisager d'assembler plusieurs campagnes qui nous permettraient d'acquérir suffisamment de données (*e.g.* Virgili et al., 2019 ; Waggitt et al., 2020). Ce travail d'assemblage est souvent complexe et long à réaliser, ce qui devra être pris en considération. Une autre source de données à envisager serait les **suivis initiaux des porteurs de projets**.

Dans cette étude, nous nous sommes concentrés uniquement sur le marsouin car c'est l'espèce de cétacés la plus abondante en Manche et celle qui a été la plus observée dans la zone des parcs de Courseulles et Fécamp, durant les campagnes SAMM I. Cependant, la même méthodologie pourrait être appliquée sur les **autres espèces présentes, tels que les grands dauphins, les dauphins communs et bleu et blanc, les lagénorhynques à bec blanc et les phoques gris et veaux-marins**. Les campagnes SAMM I n'ayant pas fourni assez de données pour ces espèces, cette nouvelle étude serait envisageable si un assemblage de plusieurs jeux de données était réalisé ou si une autre zone était ciblée. Pour le parc éolien de Saint-Nazaire par exemple, de nombreux grands dauphins et dauphins communs et bleu et blanc ont été observés lors des campagnes donc la méthodologie pourrait être appliquée.

**De nouvelles simulations seraient à réaliser pour améliorer la procédure**, à savoir plusieurs dates de simulation, plusieurs sources de bruit et une zone de simulation plus grande. Il serait ainsi possible **d'inclure d'autres parcs**, ce qui serait pertinent dans la mesure où les espèces potentiellement impactées sont des espèces très mobiles. Une prise en compte des mouvements engendrés par les perturbations sonores serait idéalement à considérer, notamment pour des parcs qui seraient plus éloignés. Toutefois, comme décrit précédemment, la mise en œuvre des modèles de déplacements est très compliquée et n'est probablement pas envisageable dans l'immédiat.

La méthodologie développée pourrait également mieux refléter la réalité en connaissant au **préalable les activités envisagées sur les parcs et le calendrier précis des activités en définissant les heures d'activités par jour, les éventuelles périodes d'inactivités et l'ordre de montage des fondations**. En effet, grâce au modèle DEPONS, Nabe-Nielsen et al. (2018) ont montré que le calendrier de construction des parcs éoliens et la durée des pauses entre les différents battages de pieux ont une influence sur les effets du bruit sur la population de marsouins, l'impact est plus important et plus persistant lorsque les parcs éoliens sont construits de manière ordonnée, à l'est puis à l'ouest de la mer du Nord. Il serait donc intéressant **d'intégrer de manière plus approfondie le calendrier des activités dans la méthodologie**, cela nécessiterait notamment d'augmenter le nombre de simulations de cartes de bruit disponibles pour les analyses mais permettrait d'affiner les estimations.

Dans le logiciel Quonops®, il n'est actuellement pas possible d'intégrer aux cartes de bruits des mesures ERC, telles que des rideaux de bulles ou des blocs isolants (cf. 4.3), qui permettent de réduire les niveaux de bruits émis. Il serait très pertinent d'intégrer les mesures ERC dans le logiciel afin de pouvoir de comparer les effets des différentes mesures sur l'estimation du nombre d'animaux potentiellement exposés et aider au choix des stratégies à adopter.

Pour finir, dans cette étude nous nous sommes uniquement concentrés sur les activités génératrices de bruit liées à la construction des parcs éoliens mais **d'autres activités pourraient être envisagées** comme le trafic maritime, également générateur d'une pollution sonore. Pour parler de réel effet cumulé, il faudrait également considérer **d'autres activités perturbatrices comme la pêche, la pollution et le transport maritime** mais ces effets seraient probablement plus difficiles à prendre en compte car les données ne sont actuellement pas toutes disponibles. Grâce au modèle DEPONS, Nabe-Nielsen et al. (2014) ont évalué l'effet du bruit généré par des éoliennes et des navires, combiné à l'effet de la capture accidentelle sur la population danoise de marsouins. Les auteurs ont évalué que l'ajout des parcs éoliens existants dans la zone a entraîné une diminution de 10% de la taille de la population par rapport au niveau de référence et l'ajout des navires et des parcs éoliens planifiés en plus des parcs éoliens existants n'a pas entraîné une plus forte diminution de la taille de la population. Ils ont également estimé que plus le taux de captures accidentelles augmentait, plus la taille de la population diminuait et qu'un taux annuel de 25% de la population prélevée par capture accidentelle entraînerait une extinction de la population en moins de 30 ans.

## 8.2 Evaluation du dérangement

Dans cette étude, nous avons mis en évidence plusieurs effets sur la population de marsouins. La construction des parcs de Courseulles et Fécamp auraient plus d'impacts sur la population en hiver qu'en été. En effet, comme avaient pu le montrer Lambert et al. (2017), les densités de marsouins sont plus importantes en hiver en Manche est près des côtes alors qu'en été, ils se disperseraient en Manche ouest et en mer du Nord. En l'absence des **cartes de densités en automne et au printemps**, nous n'avons pas pu identifier la période de moindre impact potentiel pour les cétacés. En ce sens, il serait très intéressant d'utiliser dans la méthodologie **les données de suivis réalisés par les porteurs de projets lors des états initiaux et de référence**.

Nous avons également mis en évidence que les activités de dragage, forage et clapage seraient nettement moins impactantes que les activités de battage et de vibrofonçage, aussi bien en été qu'en hiver, sans prise en compte des mesures ERC. Les activités de battage sont régulièrement suivies en mer du Nord car il a été établi que ce sont des activités impulsives bruyantes qui peuvent causer des dommages sur les mammifères marins (Brandt et al., 2011 ; Tougaard et al., 2012 ; Haelters et al., 2013 ; Stöber & Thomsen, 2019) mais les autres activités sont moins étudiées car probablement moins utilisées. De fait, le vibrofonçage, qui produit des sons continus, ne doit pas être négligé car ses effets pourraient être comparables à ceux du battage de pieux. Les activités de forage, dragage et clapage semblent moins impactantes toutefois ce sont des activités continues qui peuvent durer plusieurs heures par jour (8 à 14 heures) et donc entraîner des zones d'exclusion pour les espèces pendant une grande partie de la journée, ce qui peut avoir un effet sur l'alimentation ou la reproduction des animaux. Dans notre étude, de telles durées d'activités n'ont pas été prises en compte car nous ne savions pas que ces activités pouvaient être aussi longues. L'effet des bruits continus est moins bien documenté que l'effet des bruits impulsifs (*e.g.* battages de pieux, sonars acoustiques), il ne faudrait pas sous-estimer leurs effets.

Le cumul des activités au sein des deux parcs semble avoir un effet plus important sur le nombre d'animaux potentiellement exposés que les activités seules au sein de chaque parc, notamment si du vibrofonçage est opéré sur Courseulles. Dans notre méthodologie, nous avons émis l'hypothèse d'une simultanéité des activités (qui ne reflète probablement pas la réalité) qui pourrait entraîner, sans intégrer les mesures ERC, des changements comportementaux pour 50 à 70% de la population selon la saison, des TTS pour 13 à 16% de la population et des PTS pour plus de 1% de la population présente dans la zone de simulation. Ces chiffres ne sont pas négligeables et les résultats évaluant l'effet cumulé la construction simultanée des parcs éoliens divergent selon la méthodologie employée. Rumes & Debosschere (2018) ont appliqué le modèle iPCoD pour estimer l'effet cumulé des parcs éoliens planifiés en Belgique et ont montré que la construction simultanée de deux parcs éoliens avait moins d'impact que la construction consécutive de ces deux parcs sur la population de marsouins. D'un autre côté, Nabe-Nielsen et al. (2018) ont montré avec DEPONS que lorsque 65 parcs éoliens en mer du Nord étaient construits de manière ordonnée, d'abord à l'est puis à l'ouest, les impacts étaient plus importants que s'ils étaient construits de manière aléatoire. Il ne s'agissait pas dans cette étude de simultanéité des activités mais d'une succession rapprochée des activités. Ces divergences illustrent le manque de connaissances sur l'effet du cumul des activités de construction, sans parler d'un cumul avec d'autres activités perturbatrices (*e.g.* trafic maritime, pêche).

Le cumul peut avoir lieu dans l'espace mais également dans le temps. Dans notre étude, nous n'avons pas pu estimer le cumul des travaux sur une longue période mais le nombre d'animaux potentiellement exposés va grandement dépendre de leur comportement par rapport au bruit émis. Si les animaux fuient totalement la zone d'impact pour ne plus y revenir, les estimations resteront petites, par exemple environ 16 individus seraient atteints de PTS en été et 125 individus en hiver suite à une activité de vibrofonçage (Tableau 5). En revanche, si les animaux reviennent sur site, ils pourraient être de nouveau affectés ainsi que d'autres individus, ce qui augmenterait considérablement le nombre d'individus exposés sur la totalité de travaux. Il a été montré que les marsouins reviennent entre 1 et 3 jours sur site après l'arrêt des activités (Brandt et al., 2011). Par conséquent, si la pose de chaque nouveau pieu est espacée de plus de trois jours, nous pouvons supposer que les marsouins se redistribuent dans la zone et peuvent être exposés de manière équivalente pour chaque nouveau pieu. Avec un total de 64 éoliennes sur Courseulles, le nombre d'individus atteints de PTS pourrait alors s'élever à 1024 en été et 8000 en hiver, avec des animaux potentiellement exposés plusieurs fois, ce qui augmenterait leur probabilité de mourir à cause des lésions engendrées, voir entraîner l'extinction de la population si une exposition entraîne directement la mort de l'animal. Ces résultats révèlent une nouvelle fois (i) le besoin de mieux connaître les réponses des individus engendrés par les sources sonores pour mieux estimer les

impacts cumulés qu'auraient les constructions de plusieurs parcs éoliens et (ii) l'importance de mettre en place des mesures ERC lors des activités de construction.

### 8.3 Méthodes de réduction permettant de diminuer l'impact sur les espèces

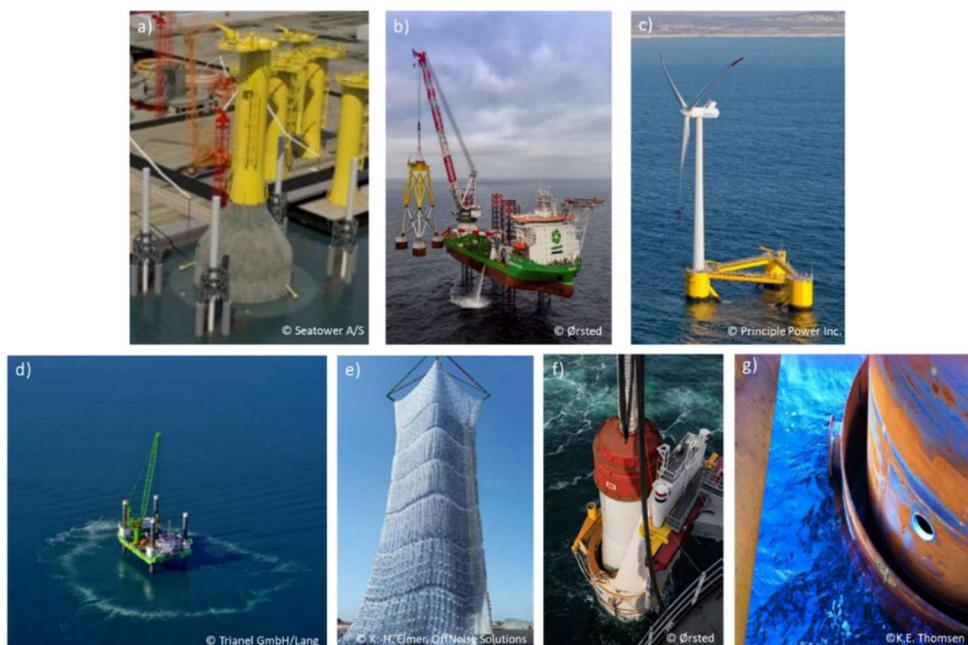
La séquence ERC, pour « éviter, réduire, compenser », vise à éviter les impacts sur l'environnement, réduire ceux qui n'ont pu être évités et si possible, compenser les impacts résiduels. S'il y a une suppression totale d'un impact, nous parlerons d'évitement et sinon nous parlerons de réduction. Dans cette partie du rapport, nous faisons un **inventaire des méthodes de réduction disponibles** pour diminuer l'impact sur les espèces des activités génératrices de bruit liées à la construction des parcs éoliens.

La planification spatiale et temporelle est la première méthode de réduction à envisager. Il s'agit de définir des zones et périodes dans et durant lesquelles les activités génératrices de bruit doivent être interdites car elles représentent des zones et périodes d'importance vitale pour les espèces (*e.g.* sites et périodes de reproduction, de mises bas, d'alimentation, d'élevage des jeunes ; Persohn et al., 2020). Pour définir ces zones et périodes, il est nécessaire d'avoir une connaissance suffisante sur la distribution, l'abondance et les mouvements saisonniers des animaux. Dans ce cadre, il peut être envisagé d'implanter les parcs dans des zones de moindre sensibilité ou de suspendre les travaux durant les périodes les plus sensibles en fonction du cycle biologique des espèces, notamment dans les zones de reproduction et de mise bas.

Il peut également être envisagé de surveiller la zone de construction avant le début de chaque activité. La présence d'animaux, détectée par une surveillance visuelle et/ou acoustique, dans la zone critique autour de la source, devrait retarder le début de l'activité voir stopper l'activité (Persohn et al., 2020).

L'éloignement des animaux par une augmentation progressive des niveaux sonores ou des dispositifs de répulsifs acoustiques (*e.g.* pingurs ou effaroucheurs à phoques) peut également être envisagé afin d'éviter les dommages permanents et temporaires (Persohn et al., 2020).

Le choix des techniques de construction utilisées peut également permettre de limiter les impacts sur les espèces. En effet, le niveau d'exposition sonore de certaines activités est plus faible que pour d'autres activités. Une réduction de bruit d'environ 9 dB peut être opérée en réduisant l'intensité des battages de pieux mais en allongeant la durée du battage (Koschinski & Lüdemann, 2020). Les techniques de vibrofonçage ou de forage seraient également moins bruyantes que le battage de pieux (10 à 20 dB de moins avec le vibrofonçage) bien que d'après nos résultats, le forage serait nettement moins impactant que le vibrofonçage. En outre, le vibrofonçage et le forage entraînent la production de bruits continus qui sont moins bien évalués que les bruits impulsifs. Le choix de fondations gravitaires ou de fondations jackets avec des ventouses (Fig. 22) plutôt que des fondations monopieux permettrait également de réduire le bruit émis, dans ce cas, aucun bruit continu n'est émis et l'augmentation du bruit par rapport au bruit ambiant serait négligeable à 750 m (Koschinski & Lüdemann, 2020). Il peut également être envisagé de construire des turbines flottantes, si le projet est décidé comme tel par l'État (cf. la PPE - programmation pluriannuel de l'énergie), lestées par des blocs ou des flotteurs en acier ou en béton, le bruit sous-marin pendant l'installation est limité au remorquage des turbines (Fig. 22 ; Koschinski & Lüdemann, 2020).

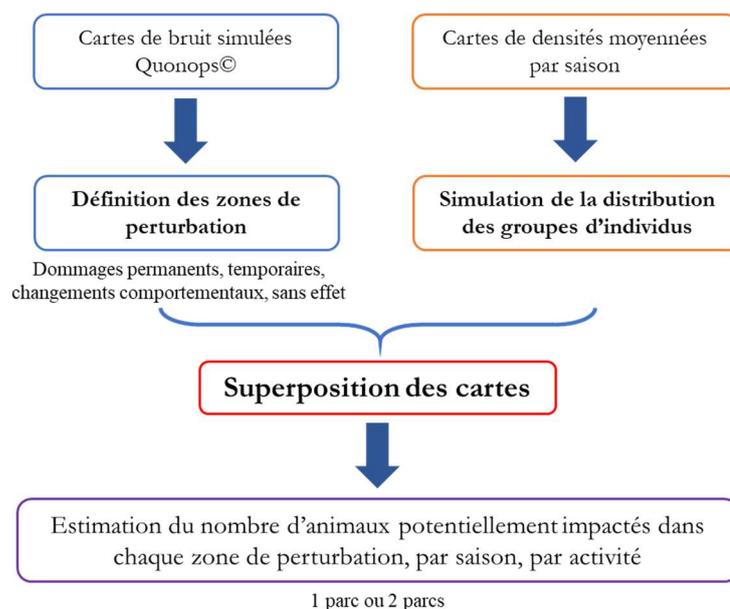


**Fig. 22. Illustrations des méthodes de mitigation utilisées pour réduire les émissions sonores produite par la construction des éoliennes en mer (Koschinski & Lüdemann, 2020).** a) fondation gravitaire ; b) fondations jackets avec des ventouses ; c) éolienne flottante ; d) rideau de bulles ; e) bulles encapsulées ; f) bloc isolant ; g) batardeau.

Il existe également des techniques qui permettent d'isoler la source de bruit. La plus utilisée est la technique des rideaux de bulles (Fig. 22), ce sont des tuyaux percés immergés au fond de l'eau autour de la source de bruit. De l'air comprimé est envoyé dans les tuyaux et s'échappent par les trous ce qui forme des bulles d'air qui absorbent et réfléchissent une partie de l'énergie des ondes de choc et permettent de réduire le bruit (Koschinski & Lüdemann, 2013 ; 2020 ; Persohn et al., 2020). Le rideau de bulles peut être placé autour de l'ensemble d'un chantier ou autour d'un pieu et être éventuellement doublé ou triplé pour maximiser la réduction du bruit. Avec un rideau de bulle, une réduction de 11 à 15 dB a été enregistrée à 25 m de profondeur et cette réduction diminue avec la profondeur (8-14 dB à  $\approx$  30 m et 7-11 dB à  $\approx$  40 m). Un rideau de bulle doublé entraîne une augmentation de la réduction d'environ 3 dB (Koschinski & Lüdemann, 2020). Les rideaux de bulles sont très sensibles aux conditions environnementales, notamment aux courants qui peuvent réduire son efficacité. Cet effet de courant peut être limité si les bulles sont encapsulées (*Hydro Sound Dampers* ; Fig. 22) dans un filet constitué d'éléments polymères qui évite la dispersion des bulles (Koschinski & Lüdemann, 2013 ; 2020 ; Persohn et al., 2020). La réduction du bruit grâce à cette technique a été mesurée entre 10 et 13 dB, même à grande profondeur (Koschinski & Lüdemann, 2020). La source de bruit peut également être placée dans un bloc d'acier ou de plastique recouvert de matériaux isolants (bloc isolant ; Fig. 22) ou isolée par une couche d'air (batardeau ; Fig. 22) ce qui permet d'atténuer le bruit émis (Koschinski & Lüdemann, 2013 ; 2020 ; Persohn et al., 2020). La réduction du bruit par un bloc isolant est de l'ordre de 13 à 16 dB, à une profondeur d'eau allant jusqu'à 40 m et jusqu'à 23 dB avec un batardeau (Koschinski & Lüdemann, 2020). Les rideaux de bulles et bulles encapsulées peuvent être utilisées pour le battage de pieux, le forage ou le dragage alors que les blocs isolants et batardeaux seraient utilisés uniquement pour le battage de pieux et le forage.

## 9 Conclusion

Estimer l'impact potentiel de la construction de parcs éoliens sur la biodiversité, et sur les cétacés en particulier qui sont très sensibles au bruit, est difficile. En effet, **nous manquons d'informations sur la distribution des animaux, sur leurs déplacements quotidiens, sur leur réaction face à une activité sonore mais également sur le calendrier des activités génératrices de bruit.** Malgré ces difficultés, nous avons développé une méthodologie visant à estimer le nombre d'animaux potentiellement exposés à différentes activités génératrices de bruit lié à l'éolien mais également par un cumul d'activités dans le cadre de la construction, et du fonctionnement de deux parcs éoliens offshore (Fig. 23).



**Fig. 23. Schéma simplifié de la méthodologie développée.**

Bien que de nombreuses limites aient été soulevées, les premiers résultats sont satisfaisants car nous avons été en mesure d'identifier les activités potentiellement plus impactantes pour la population de marsouins de la Manche centrale, sans prise en compte de mesures ERC, à savoir le battage de pieux et le vibrofonçage. Nous avons également mis en évidence un impact plus important d'un cumul d'activités. Le but de la méthodologie développée n'est pas d'obtenir une estimation précise du nombre de marsouins potentiellement exposés mais de pouvoir comparer les effets sur la population de différentes techniques qui pourraient être utilisées et du phasage qui pourrait être opéré. Dès lors que nous avons accès à des cartes de densités d'animaux et à des cartes de simulation de niveaux de bruit émis par les activités de construction, la méthodologie que nous avons développée est facilement applicable sur tous types d'activités et d'espèce. Les principales limites qui persistent sont (i) notre incapacité à simuler les trajectoires des marsouins ce qui permettrait d'estimer le nombre d'animaux potentiellement exposés sur la totalité de la période de construction, et (ii) l'impossibilité de prendre en compte des mesures ERC dans la simulation des cartes de bruit. **Cette méthodologie constitue une première approche qui pourrait servir de base à de futurs développements, l'idéal étant de s'approcher de modèles d'impact populationnel tel que DEPONS** (Nabe-Nielsen et al., 2018 ; Virgili & Ridoux, 2021) qui sont à l'heure actuelle les modèles les plus développés pour estimer l'impact de la construction des parcs éoliens sur la population de marsouins de mer du Nord. Les résultats de cette étude ne prennent pas en compte les mesures ERC mises en œuvre par les porteurs de projet des projets de Fécamp et de Courseulles. Il serait aussi nécessaire d'intégrer ces mesures ERC dans la modélisation afin de les consolider et d'en apprécier leur efficacité. Il est à noter que la méthodologie développée peut aussi bien être utilisée pour estimer l'impact des activités seules que l'impact cumulé de plusieurs activités.

Au cours de ce rapport, nous avons discuté de l'effet cumulé de la construction des parcs éoliens mais il faut être conscient qu'il ne s'agit pas réellement d'un effet cumulé puisqu'une seule source de pression est considérée. Idéalement, pour évaluer l'impact des activités humaines dans son entièreté, il faudrait prendre en compte les autres pressions qui pèsent sur les espèces comme les collisions avec les navires, les captures accidentelles, les contaminants ou bien les déchets. Les futures études d'impact réalisées dans le cadre de programmes de recherche ou par les porteurs de projets devraient favoriser l'acquisition de nouvelles données et le développement de nouvelles méthodologies telles que celle proposée dans cette étude.

## 10 Références

- Baddeley, A., Rubak, E., & Turner, R. (2015). *Spatial point patterns: methodology and applications with R*. CRC press.
- Bernaldo de Quirós, Y., Fernandez, A., Baird, R. W., Brownell Jr, R. L., Aguilar de Soto, N., Allen, D., ... & Schorr, G. (2019). Advances in research on the impacts of anti-submarine sonar on beaked whales. *Proceedings of the Royal Society B*, *286*(1895), 20182533.
- Block, W. M., & Brennan, L. A. (1993). The habitat concept in ornithology. *Current ornithology*, *11*, 35-91.
- Booth, C.G. & Heinis, F. (2018). Updating the Interim PCoD Model: Workshop Report - New transfer functions for the effects of permanent threshold shifts on vital rates in marine mammal species. Report Code SMRUC-UOA-2018-006, submitted to the University of Aberdeen and Department for Business, Energy and Industrial Strategy (BEIS).
- Booth, C.G, Heinis, F & Harwood, J. (2019). Updating the Interim PCoD Model: Workshop Report - New transfer functions for the effects of disturbance on vital rates in marine mammal species. Report Code SMRUC-UOA-2018-006, submitted to the University of Aberdeen and Department for Business, Energy and Industrial Strategy (BEIS).
- Brandt, M.J., Diederichs, A., Betke, K. & Nehls, G. (2011). Responses of harbour porpoises to pile driving at the Horns Rev II offshore wind farm in the Danish North Sea. *Marine Ecology Progress Series*, *421*, 205-216.
- Brandt, M. J., Dragon, A. C., Diederichs, A., Schubert, A., Kosarev, V., Nehls, G., ... & Piper, W. (2016). Effects of offshore pile driving on harbour porpoise abundance in the German Bight. Assessment of Noise Effects. Final Report.
- Buckland, S. T., Rexstad, E. A., Marques, T. A., Oedekoven, C. S. (2015). *Distance sampling: methods and applications*. Springer.
- Carroll, A. G., Przeslawski, R., Duncan, A., Gunning, M. & Bruce, B. (2017). A critical review of the potential impacts of marine seismic surveys on fish & invertebrates. *Marine Pollution Bulletin*, *114* (1), 9-24.
- Chapman, N. R. & Price, A. (2011). Low frequency deep ocean ambient noise trend in the Northeast Pacific Ocean. *The Journal of the Acoustical Society of America*, *129* (5), EL161-EL165.
- Clark, C. W., Ellison, W. T., Southall, B. L., Hatch, L., Van Parijs, S. M., Frankel, A. & Ponirakis, D. (2009). Acoustic masking in marine ecosystems: intuitions, analysis, and implication. *Marine Ecology Progress Series*, *395*, 201-222.
- Collins, M. D., & Westwood, E. K. (1991). A higher-order energy-conserving parabolic equation for range-dependent ocean depth, sound speed, and density. *The Journal of the Acoustical Society of America*, *89*(3), 1068-1075.
- Collins, M. D. (1994). Generalization of the split-step Padé solution. *The Journal of the Acoustical Society of America*, *96*(1), 382-385.
- Costa, D. P. (2009). Energetics. In *Encyclopedia of marine mammals* (pp. 383-391). Academic Press.
- deRivera, C. E., Ruiz, G. M., Hines, A. H. & Jivoff, P. (2005). Biotic resistance to invasion: native predator limits abundance and distribution of an introduced crab. *Ecology*, *86*, 3364–3376.
- DeRuiter, S. L. & Larbi Doukara, K. (2012). Loggerhead turtles dive in response to airgun sound exposure. *Endangered Species Research*, *16* (1), 55-63.
- Directive 2008/56/CE du Parlement Européen et du Conseil du 17 juin 2008 établissant un cadre d'action communautaire dans le domaine de la politique pour le milieu marin (directive-cadre stratégie pour le milieu marin). JO L 164 du 25.6.2008, p. 19–40.
- Duffy, J. E. (2003). Biodiversity loss, trophic skew and ecosystem functioning. *Ecology Letters*, *6*, 680–687.

Dunlop, R. A., Cato, D. H. & Noad, M. J. (2010). Your attention please: increasing ambient noise levels elicits a change in communication behaviour in humpback whales (*Megaptera novaeangliae*). *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 277 (1693), 2521-2529.

Dyndo, M., Wiśniewska, D. M., Rojano-Doñate, L., & Madsen, P. T. (2015). Harbour porpoises react to low levels of high frequency vessel noise. *Scientific reports*, 5(1), 1-9.

Edmonds, N., Firmin, C., Goldsmith, D., Faulkner, R. & Wood, D. (2016). A review of crustacean sensitivity to high amplitude underwater noise: Data needs for effective risk assessment in relation to UK commercial species. *Marine Pollution Bulletin*, 108 (1), 5-11.

Elith, J., & Leathwick, J. R. (2009). Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 40, 677-697.

Erbe, C., Reichmuth, C., Cunningham, K., Lucke, K. & Dooling, R. (2016). Communication masking in marine mammals: A review and research strategy. *Marine Pollution Bulletin*, 103 (1-2), 15-38.

Erbe, C., Dunlop, R., & Dolman, S. (2018). *Effects of noise on marine mammals*. In *Effects of anthropogenic noise on animals* (pp. 277-309). Springer, New York, NY.

Estes, J. A., Terborgh, J., Brashares, J. S., Power, M. E., Berger, J., Bond, W. J., ... & Wardle, D. A. (2011). Trophic downgrading of planet Earth. *Science*, 333(6040), 301-306.

Faulkner, R. C., Farcas, A., & Merchant, N. D. (2018). Guiding principles for assessing the impact of underwater noise. *Journal of Applied Ecology*, 55, 2531-2536.

Folegot, T. (2009). Method for monitoring, predicting and reducing the level of acoustic energy of a plurality of sources in an aquatic environment and method for monitoring, predicting, and reducing the risk of noise annoyance for marine species, European Union Patent EP2488839, 10 October 2009.

Franklin, J. (2010). *Mapping species distributions: spatial inference and prediction*. Cambridge University Press.

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

Haelters, J., Debusschere, E., Botteldooren, D., Dulière, V., Hostens, K., Norro, A., ... & Degraer, S. (2013). The effects of pile driving on marine mammals and fish in Belgian waters. Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea, 70-77.

Halpern, B. S., McLeod, K. L., Rosenberg, A. A., & Crowder, L. B. (2008a). Managing for cumulative impacts in ecosystem-based management through ocean zoning. *Ocean & Coastal Management*, 51(3), 203-211.

Halpern, B. S., Walbridge, S., Selkoe, K. A., Kappel, C. V., Micheli, F., D'Agrosa, C., ... & Watson, R. (2008b). A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, 319(5865), 948-952.

Harwood, J. & King, S.L. (2014). The Sensitivity of UK Marine Mammal Populations to Marine Renewables Developments. Report number SMRUL-NER-2012-027.

Harwood, J., King, S., Schick, R., Donovan, C. & Booth, C. (2014). A protocol for implementing the interim Population Consequences of Disturbance (PCoD) approach: quantifying and assessing the effects of UK offshore renewable energy developments on marine mammal populations. Report Number Smrul-Tce-2013-014. *Scottish Marine And Freshwater Science*, 5(2).

Hildebrand, J. A. (2009). Anthropogenic and natural sources of ambient noise in the ocean. *Marine Ecology-Progress Series*, 395, 5-20.

Hijmans, R. J. (2021). terra: Spatial Data Analysis. R package version 1.3-4. <https://CRAN.R-project.org/package=terra>

Hutchinson, G. E. (1957). Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*, 22, 415-427.

Jepson, P. D., Arbelo, M., Deaville, R., Patterson, I. A. P., Castro, P., Baker, J. R., Degollada, E., Ross, H. M., ... & Fernández, A. (2003). Gas-bubble lesions in stranded cetaceans. *Nature*, 425, 575-576.

Koschinski, S., & Lüdemann, K. (2013). Development of noise mitigation measures in offshore wind farm construction. Commissioned by the Federal Agency for Nature Conservation, Rapport 102 p.

Koschinski, S., & Lüdemann, K. (2020). Noise mitigation for the construction of increasingly large offshore wind turbines. commissioned by the Federal Agency for Nature Conservation, Isle of Vilm, Germany. Rapport 40 p.

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., Blanck, A., Doremus, G., Falchetto, H., Monestiez, P., ... & Ridoux, V. (2017). Seasonal distribution and abundance of cetaceans within French waters-Part II: The Bay of Biscay and the English Channel. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 141, 31-40.

Lockyer, C. (2003). Harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the North Atlantic: Biological parameters. *NAMMCO Scientific Publications*, 5, 71-89.

Manzano-Roth, R., Henderson, E. E., Martin, S. W., Martin, C., & Matsuyama, B. M. (2016). Impacts of US Navy training events on Blainville's beaked whale (*Mesoplodon densirostris*) foraging dives in Hawaiian waters. *Aquatic Mammals*, 42(4), 507.

Maxwell, S. M., Hazen, E. L., Bograd, S. J., Halpern, B. S., Breed, G. A., Nickel, B., ... & Costa, D. P. (2013). Cumulative human impacts on marine predators. *Nature communications*, 4(1), 1-9.

Merchant, N. D., Faulkner, R. C., & Martinez, R. (2018). Marine noise budgets in practice. *Conservation Letters*, 11(3), e12420.

Mooney, T. A., Hanlon, R. T., Christensen-Dalsgaard, J., Madsen, P. T., Ketten, D. R. & Nachtigall, P. E. (2010). Sound detection by the longfin squid (*Loligo pealeii*) studied with auditory evoked potentials: sensitivity to low-frequency particle motion and not pressure. *The Journal of Experimental Biology*, 213 (21), 3748-3759.

Nabe-Nielsen, J., Tougaard, J., Teilmann, J., Lucke, K., & Forchhammer, M. C. (2013). How a simple adaptive foraging strategy can lead to emergent home ranges and increased food intake. *Oikos*, 122(9), 1307-1316.

Nabe-Nielsen, J., Sibly, R. M., Tougaard, J., Teilmann, J., & Sveegaard, S. (2014). Effects of noise and by-catch on a Danish harbour porpoise population. *Ecological Modelling*, 272, 242-251.

Nabe-Nielsen, J., van Beest, F. M., Grimm, V., Sibly, R. M., Teilmann, J., & Thompson, P. M. (2018). Predicting the impacts of anthropogenic disturbances on marine populations. *Conservation Letters*, 11(5), e12563.

National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine. (2016). Approaches to Understanding the Cumulative Effects of Stressors on Marine Mammals. Washington, DC: The National Academies Press.

Neill S.P, & Hashemi M.R. (2018). Fundamentals of ocean renewable energy: generating electricity from the sea. Academic Press, pp 193-235.

Nelms, S. E., Piniak, W. E. D., Weir, C. R. & Godley, B. J. (2016). Seismic surveys and marine turtles: An underestimated global threat? *Biological Conservation*, 193, 49-65.

New, L. F., Clark, J. S., Costa, D. P., Fleishman, E., Hindell, M. A., Klanjčček, T., Lusseau, D., Kraus, S., ... & Harwood, J. (2014). Using short-term measures of behaviour to estimate long-term fitness of southern elephant seals. *Marine Ecology Progress Series*, 496, 99-108.

Parks, S. E., Groch, K., Flores, P., Sousa-Lima, R., & Urazghildiiev, I. R. (2016). *Humans, fish, and whales: How right whales modify calling behavior in response to shifting background noise conditions*. In The Effects of Noise on Aquatic Life II (pp. 809-813). Springer, New York, NY.

Persohn, C., Helloco, L., Baudinière, E. & Martinez, L. (2020). Préconisations pour limiter les impacts des émissions acoustiques en mer d'origine anthropique sur la faune marine. Rapport pour le Ministère de la transition écologique et solidaire. 210 p.

Popper, A. N. & Hastings, M. C. (2009). The effects of anthropogenic sources of sound on fishes. *Journal of Fish Biology*, 75 (3), 455-489.

Popper, A. N., Hawkins, A. D., Fay, R. R., Mann, D. A., Bartol, S., Carlson, T. J., ... & Tavalga, W. N. (2014). Classification of Fishes and Sea Turtles with Respect to Sound Exposure Risk. In ASA S3/SC1. 4

TR-2014 Sound Exposure Guidelines for Fishes and Sea Turtles: A Technical Report prepared by ANSI-Accredited Standards Committee S3/SC1 and registered with ANSI (pp. 15-16). Springer, Cham.

Porter, M. B., & Bucker, H. P. (1987). Gaussian beam tracing for computing ocean acoustic fields. *The Journal of the Acoustical Society of America*, *82*(4), 1349-1359.

R Core Team (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.

Read, A. J. (1990). Age at sexual maturity and pregnancy rates of harbour porpoises *Phocoena phocoena* from the Bay of Fundy. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *47*(3), 561-565.

Richardson, W. J., Greene, C. R. J., Malme, C. I. & Thomson, D. H. (1995). *Marine Mammals and Noise*. Academic Press, San Diego, 576 p.

Rumes, B., & Debusschere, J. (2018). Modelling the impact of pile driving on porpoise populations in the Belgian part of the North Sea. *MEMOIRS*, *117*.

Sarnocińska, J., Teilmann, J., Balle, J. D., van Beest, F. M., Delefosse, M., & Tougaard, J. (2020). Harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) reaction to a 3D seismic airgun survey in the North Sea. *Frontiers in Marine Science*, *6*, 824.

Sibly, R. M., Grimm, V., Martin, B. T., Johnston, A. S., Kułakowska, K., Topping, C. J., ... & DeAngelis, D. L. (2013). Representing the acquisition and use of energy by individuals in agent-based models of animal populations. *Methods in Ecology and Evolution*, *4*(2), 151-161.

Simonis, A. E., Brownell Jr, R. L., Thayre, B. J., Trickey, J. S., Oleson, E. M., Huntington, R., & Baumann-Pickering, S. (2020). Co-occurrence of beaked whale strandings and naval sonar in the Mariana Islands, Western Pacific. *Proceedings of the Royal Society B*, *287*(1921), 20200070.

Southall, B. L., Finneran, J. J., Reichmuth, C., Nachtigall, P. E., Ketten, D. R., Bowles, A. E., ... & Tyack, P. L. (2019). Marine mammal noise exposure criteria: updated scientific recommendations for residual hearing effects. *Aquatic Mammals*, *45*(2), 125-232.

Spitz, J., Rousseau, Y., & Ridoux, V. (2006). Diet overlap between harbour porpoise and bottlenose dolphin: an argument in favour of interference competition for food? *Estuarine, Coastal and shelf science*, *70*(1-2), 259-270.

Stöber, U., & Thomsen, F. (2019). Effect of impact pile driving noise on marine mammals: A comparison of different noise exposure criteria. *The Journal of the Acoustical Society of America*, *145*(5), 3252-3259.

Sutherland, W.J. (1996). *From Individual Behaviour to Population Ecology*. Oxford University Press, Oxford.

Thompson, P. M., Brookes, K. L., Graham, I. M., Barton, T. R., Needham, K., Bradbury, G., & Merchant, N. D. (2013). Short-term disturbance by a commercial two-dimensional seismic survey does not lead to long-term displacement of harbour porpoises. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, *280*(1771), 20132001.

Tougaard, J., Kyhn, L. A., Amundin, M., Wennerberg, D., & Bordin, C. (2012). Behavioral reactions of harbor porpoise to pile-driving noise. In *The effects of noise on aquatic life* (pp. 277-280). Springer, New York, NY.

Turchin, P. (1998). *Quantitative Analysis of Movement*. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, MA.

Tyack, P. L. (2008). Implications for Marine Mammals of Large-Scale Changes in the Marine Acoustic Environment. *Journal of Mammalogy*, *89* (3), 549-558.

Vinther, M., & Larsen, F. (2004). Updated estimates of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) bycatch in the Danish North Sea bottom-set gillnet fishery. *Journal of Cetacean Research and Management*, *6*(1), 19-24.

Virgili, A., Authier, M., Boisseau, O., Cañadas, A., Claridge, D., Cole, T., ... & Ridoux, V. (2019). Combining multiple visual surveys to model the habitat of deep-diving cetaceans at the basin scale: Large-scale modelling of deep-diving cetacean habitats. *Global Ecology and Biogeography*, *28*(3), 300-314.

Virgili A., & Ridoux, V. (2021). Etude comparative des modèles d'impact populationnel iPCoD et DEPONS pour l'évaluation des effets de la construction de parcs éoliens en mer. Rapport bibliographique. Observatoire Pelagis / GT ECUME. 65 pages + annexes.

Waggitt, J. J., Evans, P. G., Andrade, J., Banks, A. N., Boisseau, O., Bolton, M., ... & Hiddink, J. G. (2020). Distribution maps of cetacean and seabird populations in the North-East Atlantic. *Journal of Applied Ecology*, 57(2), 253-269.

Wood, S. (2006). *Generalized Additive models: An Introduction with R*. Chapman & Hall/CRC. 422 p.

## 11 Annexes

Annexe A. Classification des mammifères marins selon leurs capacités auditives selon leurs gammes de fréquences perçues (GF), leurs sensibilités maximales (SM) et leurs seuils d'audition (SA ; dans cet ordre dans le tableau, d'après Southall et al., 2019).

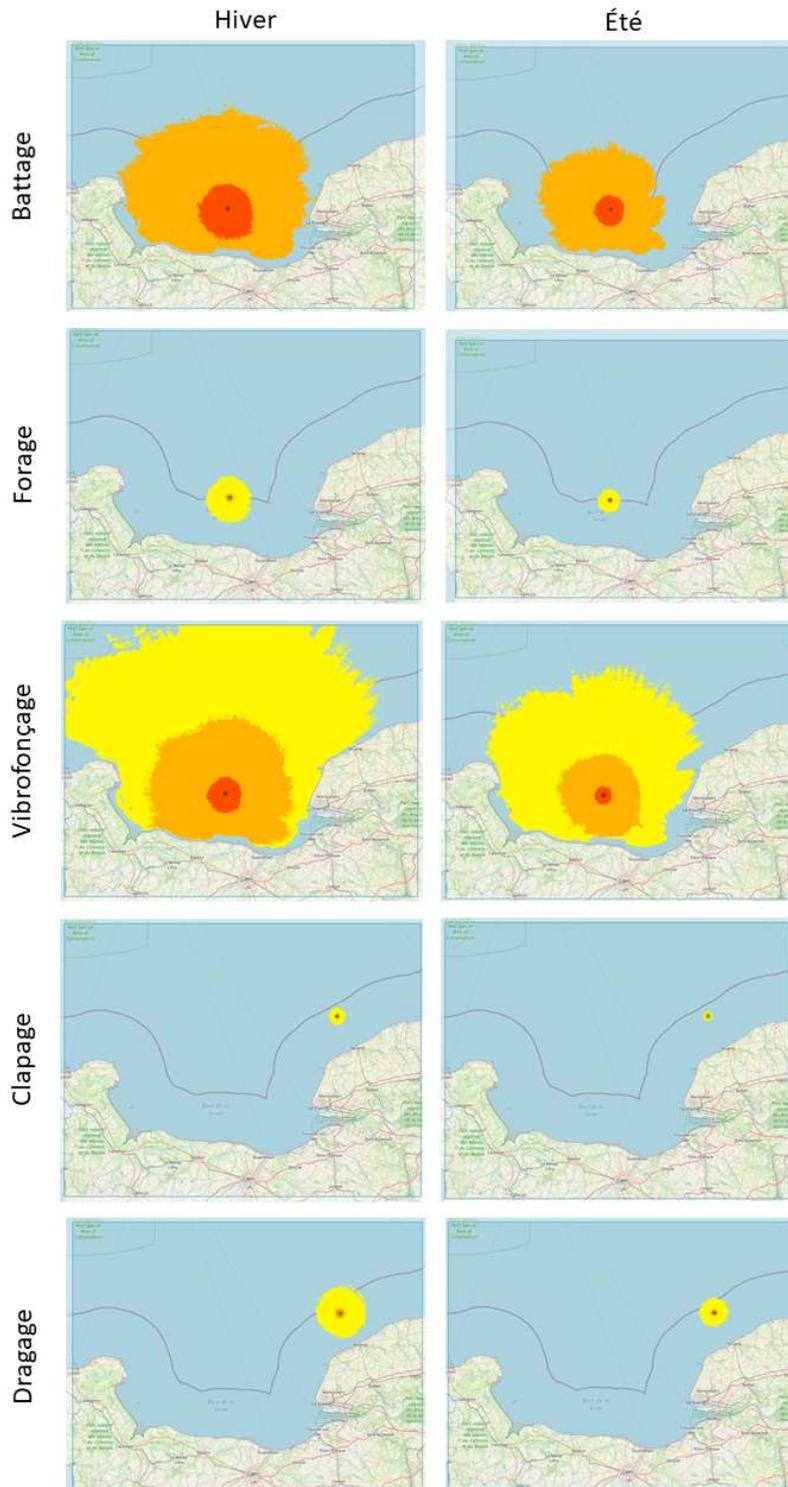
Groupes	GF, SM, SA	Genres	Espèces
<b>Cétacés basses fréquences</b>	10 Hz - 30 kHz 1 - 8 kHz ≈ 60 dB re 1 µPa	Balaenidae	Baleine franches ( <i>Eubaleana glacialis, japonica, australis</i> )
		Balaenopteridae	Rorquals ( <i>Balaenoptera physalus, musculus, acutorostrata, bonaerensis, borealis, edeni, omura</i> ), Baleine à bosse ( <i>Megaptera novaeangliae</i> )
		Neobalenidae	Baleine pygmée ( <i>Caprera marginata</i> )
		Eschrichtiidae	Baleine grise ( <i>Eschrichtius robustus</i> )
<b>Cétacés hautes fréquences</b>	100 Hz - 180 kHz 10 - 100 kHz < 60 dB re 1 µPa	Physeteridae	Grand cachalot ( <i>Physeter macrocephalus</i> )
		Ziphiidae	Bérardius ( <i>Berardius arnuxii, bairdii</i> ), Hyperoodons ( <i>Hyperoodon planifrons, ampullatus</i> ), Indopacète de Longman ( <i>Indopacetus pacificus</i> ), Mesoplodon spp., Tasmacète de Shepherd ( <i>Tasmacetus shepherdi</i> ), Baleine à bec de Cuvier ( <i>Ziphius cavirostris</i> )
		Delphinidae	Orque ( <i>Orcinus orca</i> ), Orque pygmée ( <i>Feresa attenuata</i> ), Globicéphales ( <i>Globicephala melas, macrorhynchus</i> ), Dauphins ( <i>Delphinus, Grampus, Lagenodelphis, Sotalia spp., Sousa spp., Stenella spp., Steno, Tursiops spp.</i> ), Lagénorhynques ( <i>Lagenorhynchus acutus, albirostris, obliquidens, obscurus</i> ), Lissodelphis ( <i>Lissodelphis borealis, peronii</i> ), Orcelles ( <i>Orcaella brevirostris, heinsohn</i> ), Péponocéphale ( <i>Peponocephala electra</i> ), Pseudorque ( <i>Pseudorca crassidens</i> )
		Montodontidae	Béluga ( <i>Delphinapterus leucas</i> ), Narval ( <i>Monodon Monoceros</i> )
		Plantanistidae	Platanistes ( <i>Plantanista gangetica, minor</i> )
<b>Cétacés très hautes fréquences</b>	100 Hz - 180 kHz ≈ 100 kHz < 50 dB re 1 µPa	Delphinidae	Céphalorhynques ( <i>Cephalorhynchus commersonii, eutropia, heavisidii, hectori</i> ), Lagénorhynques ( <i>Lagenorhynchus cruciger, australis</i> )
		Phocoenidae	Marsouins ( <i>Neophocaena phocaenoides, Phocoena dioptrica, phocoena, sinus, spinipinnis, Phocoenoides dalli</i> )
		Iniidae	Inie de Geaoffroy ( <i>Inia geoffrensis</i> )
		Kogiidae	Cachalot nain ( <i>Kogia sima</i> ), Cachalot pygmée ( <i>Kogia breviceps</i> )
		Lipotidae	Dauphin du Yangzi Jiang ( <i>Lipotes vexillifer</i> )

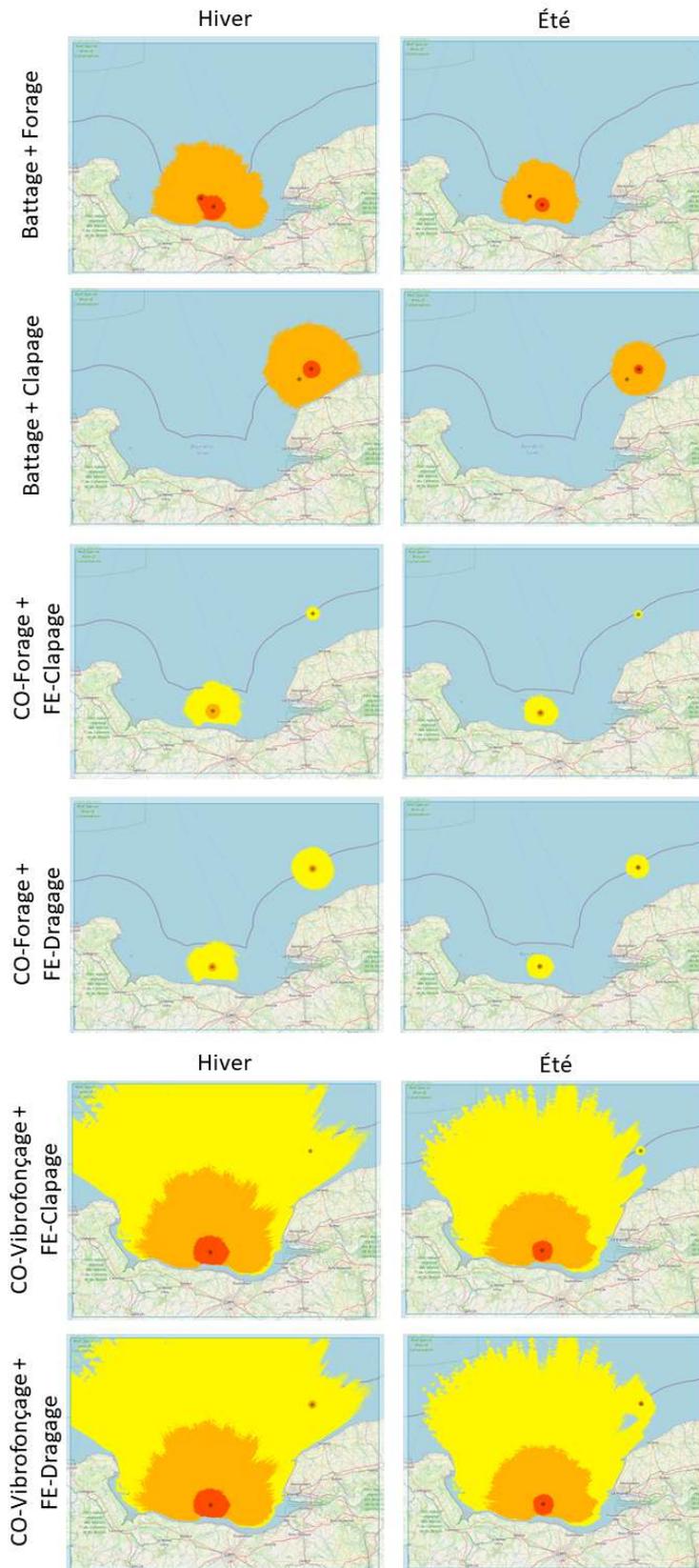
		Pontoporiidae	Dauphin de la Plata ( <i>Pontoporia blainvillei</i> )
<b>Siréniens</b>	250 Hz - 60 kHz 10 - 20 kHz 60 dB re 1 $\mu$ Pa	Trichechidae	Lamentins ( <i>Trichechus inunguis, manatus, senegalensis</i> )
		Dugongidae	Dugong ( <i>Dugong dugon</i> )
<b>Phocidés</b>	100 Hz - 100 kHz 2 - 30 kHz < 60 dB re 1 $\mu$ Pa	Phocidae	Phoques ( <i>Cystophora, Erignathus, Halichoerus, Histriophoca, Hydrurga, Leptonychotes, Lobodon, Monachus, Neomonachus, Ommatophoca, Pagophilus, Phoca spp., Pusa spp.</i> ), Eléphants de mer ( <i>Mirounga angustirostris, leonina</i> )
<b>Autres carnivores</b>	100 Hz - 60 kHz) 2-30 kHz > 70 dB re 1 $\mu$ Pa	Odobenidae	Morse ( <i>Odobenus rosmarus</i> )
		Otariidae	Otaries ( <i>Arctocephalus spp., Callorhinus</i> ), Lions de mer ( <i>Eumetopias, Neophoca, Otaria, Phocarctos, Zalophus spp.</i> )
		Ursidae	Ours blanc ( <i>Ursus maritimus</i> )
		Mustelidae	Loutres ( <i>Enhydra lutris, Lutra felina</i> )

### Références

Southall, B. L., Finneran, J. J., Reichmuth, C., Nachtigall, P. E., Ketten, D. R., Bowles, A. E., ... & Tyack, P. L. (2019). Marine mammal noise exposure criteria: updated scientific recommendations for residual hearing effects. *Aquatic Mammals*, 45(2), 125-232.

**Annexe B. Cartes de bruit seuillées simulées par le logiciel Quonops© en été et en hiver.** Chaque ligne représente un scénario, activité unique, 2 activités par parc ou activités sur 2 parcs. Seules les cartes avec les sources éloignées sont représentées. Les zones de PTS sont représentées en rouge, les zones de TTS en orange et les zones de changements comportementaux en jaune. CO : Courseulles-sur-Mer ; FE : Fécamp.





**Annexe C. Estimation du nombre d'animaux potentiellement exposés à une activité au sein d'un parc sur différentes périodes.** Les estimations sont calculées comme les moyennes des 100 simulations pour l'instantané et le cumul sur 24h et comme la moyenne journalière sur tous les jours de l'été et de l'hiver. Les pourcentages représentent le pourcentage moyen de la population potentiellement atteinte par les différentes perturbations pour chaque saison. Les nombres entre crochets représentent les intervalles de confiance [minimum ; maximum]. Pour les activités impulsives (battage), les seuils de changements comportementaux et TTS étaient identiques donc nous avons considéré que les deux effets étaient conjoints. CO : Courseulles-sur-Mer ; FE : Fécamp ; PTS : perte permanente d'audition ; TTS : perte temporaire d'audition ; Chgt.comp : changements comportementaux ; Bat. : battage ; For. : forage ; Vib. : vibrofonçage ; Cla. : clapage ; Dra. : dragage.

Zone	Activité	Effet	Instantané		24 h		Moyenne journalière		
			Eté	Hiver	Eté	Hiver	Eté	Hiver	
CO	Bat.	PTS	0 [0 ; 0]	0 [0 ; 0]	47 [21 ; 83]	325 [243 ; 407]	50 [33 ; 69] 2.6%	232 [267 ; 382] 2.9%	
		TTS	0 [0 ; 0]	0 [0 ; 0]	622 [528 ; 718]	3855 [3524 ; 4182]	640 [578 ; 704] 21.6%	3881 [3685 ; 4082] 27.5%	
		Chgt.comp	18 [3 ; 37]	132 [90 ; 204]					
		Pas d'effet	2548 [2371 ; 2740]	12812 [12173 ; 13542]	1990 [1834 ; 2159]	9423 [8901 ; 9948]	2021 [1910 ; 2135] 75.9%	9333 [9032 ; 9631] 69.6%	
	For.	PTS	0 [0 ; 0]	0 [0 ; 0]	0 [0 ; 0]	0 [0 ; 0]	0 [0 ; 0] 0%	0 [0 ; 0] 0%	
		TTS	0 [0 ; 0]	0 [0 ; 0]	1 [0 ; 7]	8 [0 ; 22]	1 [0 ; 5] 0%	8 [1 ; 19] 0.01%	
		Chgt.comp	0 [0 ; 5]	1 [0 ; 9]	26 [9 ; 54]	203 [148 ; 279]	28 [16 ; 42] 1%	204 [161 ; 250] 1.5%	
		Pas d'effet	2565 [2384 ; 2771]	12943 [12293 ; 13609]	2632 [2438 ; 2820]	13391 [12768 ; 13992]	2682 [2551 ; 2815] 99%	13325 [12956 ; 13696] 98.5%	
	Vib.	PTS	0 [0 ; 0]	0 [0 ; 0]	15 [2 ; 33]	126 [82 ; 201]	16 [7 ; 27] 1%	125 [92 ; 161] 1.2%	
		TTS	0 [0 ; 7]	2 [0 ; 9]	306 [240 ; 356]	2060 [1827 ; 2278]	316 [272 ; 362] 10.1%	2076 [1935 ; 2217] 14.4%	
		Chgt.comp	127 [95 ; 174]	909 [761 ; 1047]	1110 [986 ; 1296]	8535 [7998 ; 9131]	1127 [1040 ; 1213] 42%	8472 [8201 ; 8771] 63.1%	
		Pas d'effet	2438 [2257 ; 2628]	12033 [11412 ; 12695]	1229 [1069 ; 1346]	2882 [2638 ; 3136]	1252 [1163 ; 1342] 46.9%	2863 [2690 ; 3041] 21.3%	
	FE	Cla.	PTS	0 [0 ; 0]	0 [0 ; 0]	0 [0 ; 0]	0 [0 ; 0]	0 [0 ; 0] 0%	0 [0 ; 0] 0%
			TTS	0 [0 ; 0]	0 [0 ; 0]	0 [0 ; 2]	2 [0 ; 16]	0 [0 ; 0] 0%	2 [0 ; 6] 0%
			Chgt.comp	0 [0 ; 0]	0 [0 ; 0]	1 [0 ; 7]	96 [43 ; 159]	1 [0 ; 4] 0.04%	89 [63 ; 119] 0.7%
			Pas d'effet	2565 [2384 ; 2771]	12944 [12295 ; 13609]	2658 [2459 ; 2855]	13505 [12829 ; 14117]	2710 [2579 ; 2843] 99.96%	13446 [13070 ; 13818] 99.3%

Zone	Activité	Effet	Instantané		24 h		Moyenne journalière	
			Eté	Hiver	Eté	Hiver	Eté	Hiver
	<b>Dra.</b>	PTS	0 [0 ; 0]	0 [0 ; 0]	0 [0 ; 0]	0 [0 ; 6]	0 [0 ; 0] 0%	0 [0 ; 1] 0.01%
		TTS	0 [0 ; 0]	0 [0 ; 0]	0 [0 ; 6]	37 [4 ; 65]	1 [0 ; 3] 0%	36 [19 ; 55] 0.1%
		Chgt.comp	0 [0 ; 0]	5 [0 ; 30]	11 [1 ; 23]	810 [697 ; 974]	10 [3 ; 19] 0.4%	781 [699 ; 869] 5.8%
		Pas d'effet	2565 [2384 ; 2771]	12939 [12287 ; 13601]	2648 [2444 ; 2849]	12756 [12113 ; 13397]	2701 [2570 ; 2833] 99.6%	12721 [12354 ; 13085] 94.1%

**Annexe D. Estimation du nombre d'animaux potentiellement exposés à deux activités au sein d'un parc sur différentes périodes.** Les estimations sont calculées comme les moyennes des 100 simulations pour l'instantané et le cumul sur 24h et comme la moyenne journalière sur tous les jours de l'été et de l'hiver. Les pourcentages représentent le pourcentage moyen de la population potentiellement atteinte par les différentes perturbations pour chaque saison. Les nombres entre crochets représentent les intervalles de confiance [minimum ; maximum]. Pour les activités impulsives (battage), les seuils de changements comportementaux et TTS étaient identiques donc nous avons considéré que les deux effets étaient conjoints. CO : Courseulles-sur-Mer ; FE : Fécamp ; PTS : perte permanente d'audition ; TTS : perte temporaire d'audition ; Chgt.comp : changements comportementaux ; Bat. : battage ; For. : forage ; Vib. : vibrofonçage ; Cla. : clapage ; Dra. : dragage ; S. : sources.

Zone	Activité	Effet	Instantané		24 h		Moyenne journalière	
			Eté	Hiver	Eté	Hiver	Eté	Hiver
CO	Bat. + For. S. proches	PTS	0 [0 ; 0]	0 [0 ; 0]	15 [3 ; 30]	81 [32 ; 146]	14 [6 ; 25] 0.9%	81 [53 ; 110] 0.8%
		TTS	0 [0 ; 0]	0 [0 ; 0]	282 [230 ; 339]	1310 [1132 ; 1487]	292 [249 ; 337]	1301 [1192 ; 1414]
		Chgt.comp	5 [0 ; 18]	25 [6 ; 61]			9.3%	8.9%
		Pas d'effet	2560 [2379 ; 2767]	12919 [12268 ; 13567]	2362 [2193 ; 2562]	12212 [11595 ; 12857]	2405 [2281 ; 2531] 89.8%	12156 [11803 ; 12506] 90.3%
	Bat. + For. S. éloignées	PTS	0 [0 ; 0]	0 [0 ; 0]	15 [3 ; 32]	89 [39 ; 150]	14 [6 ; 25] 0.9%	87 [59 ; 116] 0.9%
		TTS	0 [0 ; 0]	0 [0 ; 0]	285 [235 ; 344]	1297 [1115 ; 1475]	293 [251 ; 293]	1289 [1178 ; 1405]
		Chgt.comp	5 [0 ; 18]	25 [7 ; 56]			9.3%	8.8%
		Pas d'effet	2561 [2381 ; 2769]	12919 [12268 ; 13567]	2359 [2191 ; 2560]	12217 [11605 ; 12867]	2403 [2279 ; 2529] 89.8%	12161 [11807 ; 12512] 90.4%
FE	Bat. + Cla. S. proches	PTS	0 [0 ; 0]	0 [0 ; 0]	1 [0 ; 9]	151 [88 ; 216]	1 [0 ; 5] 0.2%	144 [109 ; 181] 1.3%
		TTS	0 [0 ; 0]	0 [0 ; 0]	49 [29 ; 75]	2832 [2530 ; 3094]	49 [33 ; 668]	2762 [2603 ; 2923]
		Chgt.comp	0 [0 ; 6]	46 [13 ; 87]			1.2%	19.4%
		Pas d'effet	2565 [2384 ; 2771]	12897 [12248 ; 13540]	2608 [2397 ; 2824]	10620 [10051 ; 11171]	2661 [2531 ; 2792] 98.6%	10632 [10298 ; 10954] 79.3%
	Bat. + Cla. S. éloignées	PTS	0 [0 ; 0]	0 [0 ; 0]	1 [0 ; 9]	151 [79 ; 217]	1 [0 ; 5] 0.2%	144 [109 ; 181] 1.3%
		TTS	0 [0 ; 0]	0 [0 ; 0]	50 [29 ; 75]	2839 [2542 ; 3097]	49 [33 ; 68]	2769 [2611 ; 2931]
		Chgt.comp	0 [0 ; 6]	46 [15 ; 85]			1.2%	19.4%
		Pas d'effet	2565 [2384 ; 2771]	12898 [12248 ; 13546]	2608 [2397 ; 2824]	10613 [10039 ; 11164]	2661 [2531 ; 2792] 98.6%	10625 [10291 ; 10947] 79.3%

**Annexe E. Estimation du nombre d'animaux potentiellement exposés à deux activités au sein des deux parcs sur différentes périodes.** Les estimations sont calculées comme les moyennes des 100 simulations pour l'instantané et le cumul sur 24h et comme la moyenne journalière sur tous les jours de l'été et de l'hiver. Les pourcentages représentent le pourcentage moyen de la population potentiellement atteinte par les différentes perturbations pour chaque saison. Les nombres entre crochets représentent les intervalles de confiance [minimum ; maximum]. Pour les activités impulsives (battage), les seuils de changements comportementaux et TTS étaient identiques donc nous avons considéré que les deux effets étaient conjoints. CO : Courseulles-sur-Mer ; FE : Fécamp ; PTS : perte permanente d'audition ; TTS : perte temporaire d'audition ; Chgt.comp : changements comportementaux ; Bat. : battage ; For. : forage ; Vib. : vibrofonçage ; Cla. : clapage ; Dra. : dragage ; S. : sources.

Activité	Effet	Instantané		24 h		Moyenne journalière	
		Été	Hiver	Été	Hiver	Été	Hiver
<b>FE - Cla. + CO - For. S. proches</b>	PTS	0 [0 ; 0]	0 [0 ; 0]	0 [0 ; 0]	0 [0 ; 1]	0 [0 ; 0] 0%	0 [0 ; 0] 0%
	TTS	0 [0 ; 0]	0 [0 ; 0]	2 [0 ; 10]	27 [3 ; 65]	2 [0 ; 6] 0%	27 [13 ; 45] 0.1%
	Chgt.comp	0 [0 ; 4]	4 [0 ; 19]	34 [8 ; 65]	401 [289 ; 483]	33 [21 ; 49] 1.2%	405 [342 ; 470] 3%
	Pas d'effet	2565 [2384 ; 2771]	12940 [12293 ; 13609]	2623 [2433 ; 2818]	13174 [12536 ; 13797]	2676 [2546 ; 2808] 98.8%	13105 [12730 ; 13463] 96.9%
<b>FE - Clap. + Co - For. S. éloignées</b>	PTS	0 [0 ; 0]	0 [0 ; 0]	0 [0 ; 0]	0 [0 ; 0]	0 [0 ; 0] 0%	0 [0 ; 1] 0.01%
	TTS	0 [0 ; 0]	0 [0 ; 0]	4 [0 ; 13]	32 [10 ; 68]	4 [0 ; 9] 0.01%	30 [14 ; 50] 0.1%
	Chgt.comp	1 [0 ; 6]	2 [0 ; 22]	63 [40 ; 98]	381 [281 ; 459]	65 [48 ; 86] 2.4%	378 [317 ; 442] 2.8%
	Pas d'effet	2564 [2384 ; 2771]	12939 [12282 ; 13599]	2592 [2384 ; 2790]	13190 [12581 ; 13863]	2642 [2514 ; 2772] 97.6%	13129 [12756 ; 13495] 97.1%
<b>FE - Dra. + CO - For. S. proches</b>	PTS	0 [0 ; 0]	0 [0 ; 0]	0 [0 ; 0]	0 [0 ; 5]	0 [0 ; 0] 0%	0 [0 ; 1] 0.01%
	TTS	0 [0 ; 0]	0 [0 ; 1]	1 [0 ; 7]	55 [21 ; 101]	1 [0 ; 4] 0%	52 [31 ; 76] 0.2%
	Chgt.comp	0 [0 ; 4]	10 [0 ; 33]	31 [8 ; 53]	895 [767 ; 1081]	30 [18 ; 46] 1.1%	883 [794 ; 976] 6.5%
	Pas d'effet	2565 [2384 ; 2771]	12933 [12289 ; 13600]	2657 [2435 ; 2831]	12653 [11961 ; 13269]	2679 [2549 ; 2811] 98.9%	12602 [12239 ; 12954] 93.2%
<b>FE - Dra. + CO - For. S. éloignées</b>	PTS	0 [0 ; 0]	0 [0 ; 0]	0 [0 ; 0]	0 [0 ; 4]	0 [0 ; 0] 0%	0 [0 ; 1] 0.01%
	TTS	0 [0 ; 0]	0 [0 ; 0]	2 [0 ; 12]	42 [10 ; 83]	2 [0 ; 7] 0%	41 [23 ; 63] 0.2%
	Chgt.comp	0 [0 ; 7]	7 [0 ; 27]	49 [22 ; 81]	1016 [824 ; 1201]	50 [34 ; 68] 1.8%	983 [880 ; 1086] 7.3%
	Pas d'effet	2565 [2382 ; 2771]	12937 [12291 ; 13592]	2608 [2415 ; 2805]	12545 [11886 ; 13177]	2659 [2528 ; 2790] 98.2%	12513 [12149 ; 12881] 92.6%

Activité	Effet	Instantané		24 h		Moyenne journalière	
		Été	Hiver	Été	Hiver	Été	Hiver
<b>FE - Cla. + CO - Vib.</b> S. proches	PTS	0 [0 ; 0]	0 [0 ; 0]	12 [2 ; 27]	130 [82 ; 189]	12 [5 ; 21] 0.8%	130 [97 ; 167] 1.3%
	TTS	0 [0 ; 4]	3 [0 ; 11]	269 [206 ; 345]	2187 [1962 ; 2434]	269 [230 ; 314] 8.5%	2182 [2036 ; 2336] 15.2%
	Chgt.comp	120 [79 ; 155]	848 [697 ; 990]	1251 [1099 ; 1437]	9299 [8650 ; 9939]	1285 [1195 ; 1376] 47.8%	9239 [8928 ; 9553] 68.8%
	Pas d'effet	2445 [2276 ; 2646]	12093 [11453 ; 12693]	1127 [989 ; 1281]	1987 [1787 ; 2189]	1145 [1059 ; 1229] 42.9%	1986 [1849 ; 2124] 14.8%
<b>FE - Cla. + CO - Vib.</b> S. éloignées	PTS	0 [0 ; 0]	0 [0 ; 0]	27 [9 ; 52]	138 [94 ; 205]	27 [15 ; 41] 1.5%	135 [100 ; 173] 1.3%
	TTS	1 [0 ; 6]	3 [0 ; 14]	472 [372 ; 555]	1954 [1685 ; 2135]	480 [426 ; 537] 15.9%	1952 [1815 ; 2092] 13.5%
	Chgt.comp	219 [170 ; 266]	866 [735 ; 1002]	1409 [1257 ; 1565]	9455 [8916 ; 10007]	1440 [1341 ; 1541] 53.6%	9407 [9102 ; 9725] 70%
	Pas d'effet	2346 [2164 ; 2548]	12075 [11429 ; 12718]	752 [617 ; 866]	2056 [1835 ; 2316]	763 [696 ; 834] 28.7%	2043 [1902 ; 2192] 15.2%
<b>FE - Dra. + CO - Vib.</b> S. proches	PTS	0 [0 ; 0]	0 [0 ; 0]	12 [2 ; 27]	130 [82 ; 189]	12 [5 ; 21] 0.8%	130 [97 ; 167] 1.3%
	TTS	0 [0 ; 0]	3 [0 ; 12]	269 [206 ; 345]	2282 [2078 ; 2515]	270 [230 ; 315] 8.6%	2277 [2124 ; 2434] 15.8%
	Chgt.comp	5 [0 ; 18]	858 [710 ; 1007]	1251 [1100 ; 1442]	9255 [8625 ; 9866]	1285 [1196 ; 1376] 47.8%	9196 [8881 ; 9510] 68.5%
	Pas d'effet	2560 [2379 ; 2767]	12083 [11449 ; 12673]	1126 [989 ; 1277]	1936 [1734 ; 2132]	1144 [1058 ; 1228] 42.8%	1934 [1797 ; 2070] 14.4%
<b>FE - Dra. + CO - Vib.</b> S. éloignées	PTS	0 [0 ; 0]	0 [0 ; 0]	27 [9 ; 32]	138 [94 ; 205]	27 [15 ; 41] 1.5%	135 [100 ; 173] 1.3%
	TTS	0 [0 ; 4]	3 [0 ; 14]	472 [372 ; 555]	1986 [1709 ; 2196]	481 [427 ; 538] 15.9%	1984 [1847 ; 2124] 13.8%
	Chgt.comp	120 [79 ; 155]	871 [745 ; 1020]	1422 [1260 ; 1578]	9585 [9053 ; 10107]	1454 [1354 ; 1555] 54.4%	9531 [9221 ; 9852] 70.9%
	Pas d'effet	2445 [2276 ; 2646]	12070 [11425 ; 12711]	738 [599 ; 858]	1894 [1701 ; 2186]	749 [682 ; 820] 28.2%	1887 [1751 ; 2030] 14.1%



RÉPUBLIQUE  
FRANÇAISE

*Liberté  
Égalité  
Fraternité*



©AdobeStock/Olivier PERON