



COMMISSION  
**OSPAR**

# Abondance et distribution des cétacés

## Évaluation de l'Indicateur Commun



# OSPAR

BILAN DE SANTÉ 2023

2022

# Abondance et distribution des cétacés

## OSPAR Convention

The Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic (the “OSPAR Convention”) was opened for signature at the Ministerial Meeting of the former Oslo and Paris Commissions in Paris on 22 September 1992. The Convention entered into force on 25 March 1998. The Contracting Parties are Belgium, Denmark, the European Union, Finland, France, Germany, Iceland, Ireland, Luxembourg, the Netherlands, Norway, Portugal, Spain, Sweden, Switzerland and the United Kingdom.

## Convention OSPAR

La Convention pour la protection du milieu marin de l’Atlantique du Nord-Est, dite Convention OSPAR, a été ouverte à la signature à la réunion ministérielle des anciennes Commissions d’Oslo et de Paris, à Paris le 22 septembre 1992. La Convention est entrée en vigueur le 25 mars 1998. Les Parties contractantes sont l’Allemagne, la Belgique, le Danemark, l’Espagne, la Finlande, la France, l’Irlande, l’Islande, le Luxembourg, la Norvège, les Pays-Bas, le Portugal, le Royaume- Uni de Grande Bretagne et d’Irlande du Nord, la Suède, la Suisse et l’Union européenne

## Contributeurs

Auteurs principaux : Steve Geelhoed, Matthieu Authier.

Auteurs collaborateurs : Rémi Pigeault (data analyses), Anita Gilles, Julia Carlström, Peter Evans, Jan Haelters, Phil Hammond, Maite Louzao, Emer Rogan, Camilo Saavedra, Signe Sveegaard, António Teixeira.

Avec le soutien des groupes suivants : OSPAR Marine Mammal Expert Group (OMMEG), Intersessional Correspondence Group on the Coordination of Biodiversity Assessment and Monitoring (ICG-COBAM), OSPAR Biodiversity Committee (BDC)

Traduction : Isabelle Wojtyniak (MCIL, MITI). Quicksilver Language Services Ltd

## Citation

Geelhoed, S.C.V., Authier, M., Pigeault, R., Gilles, A. 2022. OSPAR, 2023 : *Abondance et distribution des cétacés*. Bilan de santé. Commission OSPAR, Londres. Disponible via le lien suivant : <https://oap.ospar.org/fr/evaluations-ospar/bilan-de-sante/2023/evaluations-des-indicateurs/abondance-et-distribution-des-cetaces>

## Table des matières

Contributeurs	1
Citation	1
Message clé	3
Contexte	3
Contexte (version étendue)	4
Méthode d'évaluation	7
Résultats	18
Résultats (version étendue)	19
Conclusion	44
Conclusion (version étendue)	44
Lacunes dans les connaissances	45
Lacunes dans les connaissances (version étendue)	46
Métadonnées d'évaluation	55

## Message clé

La distribution du marsouin commun s'est déplacée vers le sud dans la mer du Nord au sens large. L'abondance semble stable, à l'exception d'un déclin dans la mer d'Irlande et les mers celtiques. Les populations de grands dauphins côtiers qui ont été évaluées semblent stables, à l'exception d'un déclin dans l'estuaire du Sado. Globalement, des études à grande échelle plus fréquentes seront nécessaires pour permettre de réaliser des évaluations quantitatives à l'avenir.

## Contexte

Les cétacés sont largement répandus dans la zone maritime d'OSPAR, où trente-six espèces ont été recensées récemment. En tant que prédateurs supérieurs, les cétacés sont une composante importante de la biodiversité marine dans l'Atlantique du Nord-Est. L'abondance et la distribution des cétacés sont des indicateurs clés de l'état écologique, par exemple l'intégrité du réseau trophique. Il s'agit pour la plupart d'espèces océaniques très dispersées que l'on voit rarement et dont la surveillance est très difficile. Cet indicateur est donc limité aux espèces pour lesquelles on dispose des données les plus fiables. Les informations proviennent essentiellement de quelques études dédiées à grande échelle.

Les activités humaines ont un impact sur l'abondance et la distribution des cétacés. Dans le passé, le prélèvement direct d'individus par la chasse a eu de graves répercussions sur les populations. Aujourd'hui, les captures accessoires dans les pêches sont une des principales causes de mortalité des petits cétacés ([Capture accessoire des mammifères marins](#)). D'autres pressions, telles que la pollution chimique et sonore, ont des effets qui varient d'un animal à l'autre, toutefois on ne comprend pas encore entièrement l'impact de ces effets sublétaux liés au stress au niveau des populations, que ce soit indépendamment ou en combinaison.

La présente évaluation étudie les informations sur l'abondance et la distribution et, dans la mesure du possible, évalue l'état des espèces suivantes : petit rorqual, rorqual commun, marsouin commun, grand dauphin côtier, grand dauphin du large, dauphin à nez blanc, dauphin commun à bec court, dauphin bleu et blanc, globicéphale noir, cachalot et baleines à bec (ces dernières en tant que groupe d'espèces combinées). Toutes ces espèces sont également évaluées en vertu de l'article 17 de la Directive sur les habitats de l'Union européenne (<https://nature-art17.eionet.europa.eu/article17/>).



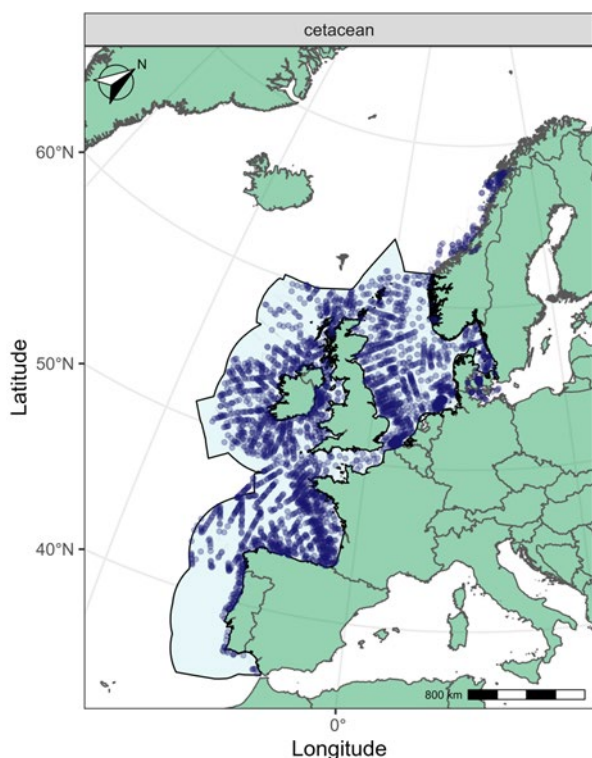
**Figure 1** : Dauphin commun (*Delphinus delphis*) dans le Golfe de Gascogne en automne 2021. Avec la permission de l'Observatoire Pelagis

### Contexte (version étendue)

Les cétacés sont une composante importante de la biodiversité marine dans l'Atlantique du Nord-Est, comme le montrent clairement leur distribution et leur densité (**Figure a**). Des données provenant d'études systématiques à grande échelle (par exemple l'étude SCANS [*Small Cetaceans in the European Atlantic and North Sea*] concernant les petits cétacés dans l'Atlantique européen et la mer du Nord, réalisée en 1994, l'étude SCANS-II, réalisée en 2005, et l'étude SCANS-III, réalisée en 2016 ; l'étude CODA [*Cetacean Offshore Distribution and Abundance*] concernant la distribution et l'abondance des cétacés au large des côtes, réalisée en 2007, etc.) ont été analysées à l'aide de modèles qui font correspondre la densité des espèces à des caractéristiques de leur habitat, afin de produire des cartes prédictives de distribution de la densité dans l'Atlantique du Nord-Est. Les cétacés sont largement répandus dans cette zone, et le nombre relativement faible de chevauchements des zones où l'on prédit une utilisation intense met en évidence l'utilisation de la zone maritime de différentes manières par les différentes espèces, du moins en été. Ces données et d'autres données similaires ont été analysées pour produire des estimations de l'abondance, ainsi que des tendances dans la mesure du possible.

Les résultats de ces analyses montrent que les baleines, les dauphins et les marsouins sont abondants dans tout l'Atlantique du Nord-Est. Bien que 36 espèces de cétacés aient été répertoriées dans la mer du Nord

au sens large, les mers celtiques et le golfe de Gascogne et la côte ibérique (Waring et al., 2009 ; Evans, 2020 ; <https://www.ascobans.org/>), il s'agit souvent d'espèces océaniques très dispersées, que l'on voit rarement dans ces eaux et pour lesquelles il est donc très difficile de pratiquer une surveillance systématique, régulière et fréquente. Par exemple, la Liste rouge européenne actuelle (au printemps 2022) compte une majorité d'espèces de cétacés classées parmi les espèces pour lesquelles on manque de données (<https://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/species/redlist/mammals/status.htm>). L'évaluation, pour cet indicateur, concerne donc essentiellement les espèces pour lesquelles on dispose d'informations toujours fiables concernant l'abondance et la distribution.



**Figure a :** Résultats de l'appel à données d'OSPAR concernant les observations de cétacés en 2016 lors de relevés par transect linéaire dans l'Atlantique du Nord-Est.

L'état des espèces a été évalué comme il est indiqué ci-dessous. Pour le marsouin commun (*Phocoena phocoena*), une évaluation de l'indicateur est possible pour cette espèce, car des unités d'évaluation (UE) ont été définies pour celle-ci dans la zone maritime d'OSPAR et on dispose de suffisamment de données pour calculer au moins trois estimations de l'abondance absolue. Les grands dauphins côtiers (*Tursiops truncatus*) ont été évalués dans cinq UE, pour lesquelles plus de quatre estimations de l'abondance sur une période de trente ans sont disponibles. Aucune évaluation n'a pu être faite pour les autres UE, car moins de quatre estimations de l'abondance sont disponibles pour les trente dernières années.

L'état des espèces suivantes, pour lesquelles des UE ont été définies mais moins de trois estimations de l'abondance sont disponibles, est traité dans cette évaluation : le petit rorqual (*Balaenoptera acutorostrata*), le rorqual commun (*Balaenoptera physalus*), la population de grands dauphins du large, le dauphin à nez blanc (*Lagenorhynchus albirostris*), le dauphin à flancs blancs (*Lagenorhynchus acutus*) et le dauphin commun à bec court (*Delphinus delphis*).

Aucune évaluation n'a pu être effectuée pour le dauphin bleu et blanc (*Stenella coeruleoalba*), le dauphin de Risso (*Grampus griseus*), le globicéphale noir (*Globicephala melas*), le cachalot (*Physeter macrocephalus*) et les baleines à bec (en tant que groupe d'espèces combinées, Ziphiidae), car il n'y a pas d'UE définies pour ces espèces et moins de trois estimations de l'abondance sont disponibles. L'état de ces populations, en ce qui concerne leur distribution et leur abondance dans la zone maritime d'OSPAR, est toutefois traité dans cette évaluation.

L'épaulard (*Orcinus orca*) n'est pas évalué, en raison d'un manque de données supplémentaires depuis l'évaluation pilote concernant l'abondance et la distribution des épaulards réalisée dans le cadre de l'IA 2017. Un examen des populations d'épaulards dans l'Atlantique Nord a permis d'identifier trois populations génétiquement distinctes dans l'Atlantique du Nord-Est, chacune associée à un important stock de poissons (Jourdain et al., 2019). Cependant, un effort de photo-identification et des études génétiques supplémentaires sont nécessaires pour délimiter et définir des UE.

Les densités d'épaulards sont plus faibles dans les Régions II, III et IV d'OSPAR où l'indicateur est commun ; en effet, peu d'observations de cette espèce ont été enregistrées dans le cadre des études à grande échelle entreprises dans ces Régions d'OSPAR. En revanche, dans la Région I, les études d'observation dans l'Atlantique Nord [*North Atlantic Sighting Surveys* (NASS)] ont produit une estimation d'environ 15 000 épaulards (CV = 0,42) en 2001 (Jourdain et al., 2019). Aucune estimation de l'abondance n'est actuellement disponible pour les Régions II, III ou IV, mais de petites populations locales ont été identifiées (par exemple dans le détroit de Gibraltar, au large de la côte ouest des îles britanniques, autour de la péninsule ibérique). Des études par capture-recapture photographique sont nécessaires pour déterminer la taille de ces petites populations locales ; en effet, les études à grande échelle ont une faible probabilité de couverture et ne sont pas conçues pour enregistrer des caractéristiques de distribution et d'abondance à petite échelle, en particulier dans les zones où l'abondance est faible et/ou la distribution est inégale (Hammond et al., 2014).

## **Pressions humaines**

Les cétacés sont exposés à diverses pressions humaines, dont certaines se sont avérées avoir des impacts négatifs au niveau individuel, d'un stress accru et d'une augmentation des dépenses énergétiques à une mortalité, en passant par des effets sublétaux sur la reproduction et la fonction immunitaire. Les effets peuvent se manifester au niveau des populations (Hammond et al., 2008 ; MAGRAMA, 2012 ; JNCC, 2013 ; Pirotta et al., 2018 ; CIEM 2019). Les facteurs, les pressions et les activités qui ont une incidence sur les mammifères marins sont récapitulés dans l'Évaluation thématique mammifères marins.

## **Données historiques sur l'abondance et la distribution**

On dispose de très peu d'informations sur la distribution historique (avant 1980) de toutes les espèces de cétacés dans la zone évaluée, et aucune information sur l'abondance historique n'est disponible (sauf les statistiques sur les prises de baleines ; par ex. Brown, 1976 ; Smith et al., 2012 ; <https://iwc.int/whaling>). Les méthodes d'estimation de l'abondance des cétacés ont été élaborées initialement dans les années 1980 (Hammond, 1986 ; Hiby et Hammond, 1989). L'élaboration des méthodes d'analyse et d'étude se poursuit

(par ex. Bravington et al., 2021). Les méthodes les plus récentes ont été élaborées durant les études SCANS (Hammond et al., 2002, 2013, 2021).

Les données sur les échouages sont enregistrées depuis plus de 100 ans, mais elles ne peuvent fournir que des informations très limitées sur la présence en mer d'espèces du large, et il n'est pas possible d'utiliser ces données pour déduire des tendances des populations sans informations supplémentaires sur les causes des morts, l'effort de recherche et la dérive des animaux morts (Authier et al., 2014 ; Ten Doeschate et al., 2018 ; CIEM 2021). Dans certains cas, les données sur les échouages peuvent apporter des informations sur la distribution et l'occurrence, par exemple pour le marsouin commun, dont le nombre d'échouages a fortement augmenté dans la mer du Nord méridionale en raison d'un changement dans la distribution, avec un niveau relativement élevé d'échouages à ce jour (Ijsseldijk et al., 2020).

## **Bilan de santé (QSR) 2010 et Évaluation intermédiaire de 2017**

Aucune évaluation quantitative comparable de la distribution et de l'abondance des cétacés ayant une vaste aire de distribution n'a été incluse dans le Bilan de santé 2010. Le rapport a mis en évidence les pressions humaines qui s'exercent sur les mammifères marins d'une manière plus générale, telles que les captures accessoires, l'augmentation du transport maritime et la bioaccumulation de substances dangereuses persistantes. L'évaluation est fondée sur des estimations actualisées de l'abondance provenant de l'Évaluation intermédiaire de 2017, et sur une approche de modélisation intégrant les données de l'IA 2017 avec des données d'études régionales jusqu'en 2020 pour les espèces ayant une vaste aire de distribution. Pour les populations de grands dauphins côtiers, les données de l'IA 2017 ont été actualisées jusqu'en 2020. Après l'IA 2017, une valeur seuil pour l'abondance dans le cadre de l'indicateur M4 a été approuvée, et elle est appliquée dans la présente évaluation.

Les cétacés ayant une vaste aire de distribution sont également évalués en vertu de l'article 17 de la Directive sur les habitats de l'Union européenne, et la dernière évaluation a eu lieu en 2018 ([https://www.eea.europa.eu/publications/state-of-nature-in-the-eu-2020/at\\_download/file](https://www.eea.europa.eu/publications/state-of-nature-in-the-eu-2020/at_download/file) ; EEA, 2020).

## **Méthode d'évaluation**

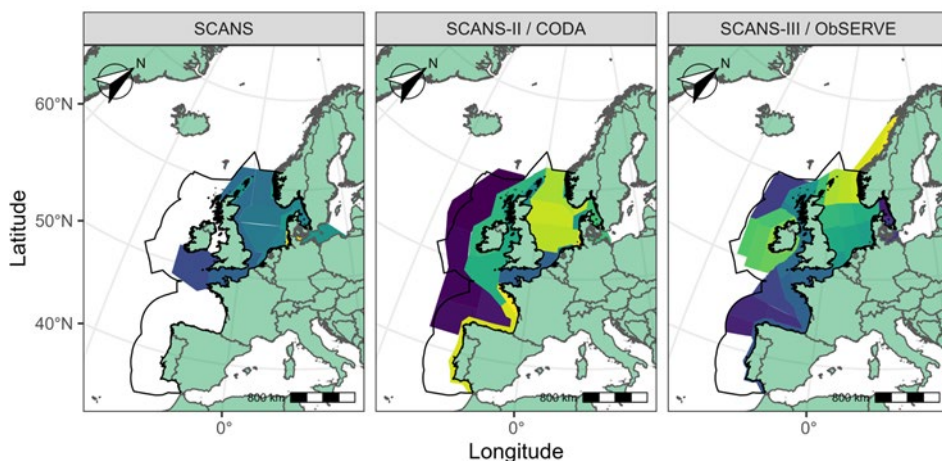
### **Méthodes**

Les données utilisées pour déduire la distribution et estimer l'abondance d'espèces ayant une vaste aire de distribution provenaient principalement de relevés aériens ou réalisés à partir de navires ; pour ces relevés dédiés, on a utilisé une méthodologie de transect linéaire pour produire des estimations robustes de l'abondance. Il s'agit des études SCANS (Small Cetacean Abundance in the North Sea ; Hammond et al., 2002), SCANS-II (Small Cetacean Abundance in the European Atlantic and North Sea ; Hammond et al., 2013), CODA (Cetacean Offshore Distribution and Abundance in the European Atlantic ; CODA, 2009), et SCANS-III (Hammond et al., 2021). Des études à plus petite échelle (principalement nationales) ont été menées en utilisant une méthodologie identique ou similaire, par exemple en Belgique, au Danemark, en France, en Allemagne, en Irlande, aux Pays-Bas et en Suède (Scheidat et al., 2008 ; Viquerat et al., 2014 ;

Gilles et al., 2016 ; Laran et al., 2017 ; Rogan et al., 2018). Les études à grande échelle fournissent des informations sur la distribution et l'abondance dans une zone étendue, mais elles sont peu fréquentes et ne sont entreprises qu'en été. Les études à plus petite échelle sont réalisées plus souvent, et révèlent parfois des tendances saisonnières à l'échelle locale.

Les études internationales (SCANS, SCANS-II, SCANS-III et CODA) et les études nationales (par exemple ObSERVE) ont été compilées à la suite d'un appel à données lancé par OSPAR en 2021 (**Figure a et Figure b**). Les données ont été collectées lors de relevés dédiés par transect linéaire (relevés aériens ou réalisés à partir de navires) selon un protocole d'échantillonnage à distance, mis en œuvre dans la zone maritime d'OSPAR entre 2005 et 2020. La première étude SCANS, réalisée en 1994, concernait essentiellement la sous-région Mer du Nord au sens large, cependant elle couvrait également une partie de la sous-région Mers celtiques (**Figure b**, panneau le plus à gauche). La deuxième étude SCANS, réalisée en 2005, a été étendue pour couvrir la sous-région Golfe de Gascogne et côte ibérique. En 2007, l'étude CODA a couvert les eaux du large dans les sous-régions Mers celtiques et Golfe de Gascogne et côte ibérique (**Figure b**, panneau central). L'étude SCANS-III, réalisée en 2016, couvrait à la fois les eaux côtières et les eaux du large. L'étude aérienne ObSERVE, réalisée en été, a couvert les eaux autour de l'Irlande la même année (**Figure b**, panneau le plus à droite). Bien que la couverture géographique des études SCANS-II/CODA et SCANS-III/ObSERVE ait été similaire, la première étude SCANS de 1994 était moins étendue. La sous-région Mer du Nord au sens large a été systématiquement étudiée par les trois études SCANS.

Les données utilisées pour évaluer l'abondance et la distribution des grands dauphins côtiers ont été produites principalement par des méthodes de capture-recapture appliquées à des données de photo-identification disponibles dans chacune des UE pour cette espèce. Dans certaines UE, des données provenant de relevés effectués à partir de navires sont disponibles. Les données sont toutefois incomplètes et, dans certaines UE, on ne dispose de données fiables que pour un nombre limité d'animaux qui utilisent de petites zones (protégées) au sein de l'UE. Par conséquent, les données provenant d'études à petite échelle concernant un groupe distinct d'animaux ne constituent pas toujours une mesure robuste de l'abondance pour l'ensemble de l'UE. Pour l'examen des tendances, seuls les sites pour lesquels au moins quatre estimations ont été calculées sur une période de dix ans ont été pris en compte.



**Figure b** : Plans des études SCANS (1994, 2005 et 2016) indiquant la couverture géographique dans l'Atlantique du Nord-Est. L'étude CODA, réalisée en 2007 à partir de navires, est présentée avec l'étude

SCANS-II réalisée en 2005. L'étude aérienne ObSERVE de l'été 2016 est présentée avec l'étude SCANS-III réalisée en 2016.

## Distribution des espèces

Des cartes de distribution ont été générées selon une approche de modélisation spatiale de la densité [*Density Surface Model (DSM)*] (Miller et al., 2013), en ajustant le modèle aux données collationnées par OSPAR. Les covariables environnementales utilisées dans la modélisation comprenaient des prédicteurs physiographiques (par ex. la bathymétrie) et des variables océanographiques (par ex. la température de surface de la mer ; **Tableau d**). Le modèle a été utilisé pour prédire la distribution estivale entre 2005 et 2020 du marsouin commun, du rorqual commun, du petit rorqual et du grand dauphin du large. La moyenne des cartes prédictives de distribution a été calculée pour les périodes de 2005 à 2009 et de 2010 à 2020.

Pour les autres espèces, des informations sur la distribution des espèces ont été obtenues à partir de surfaces de densité modélisées ajustées à des données collectées lors d'études à grande échelle (SCANS-II/CODA et SCANS-III) : Lacey et al. (2021) ont ajusté (i) un modèle utilisé pour une modélisation spatiale de la densité aux données de SCANS-II/CODA et (ii) un autre modèle aux données de SCANS-III pour étudier la distribution et l'habitat des espèces de cétacés (et les changements dans ceux-ci) dans l'Atlantique du Nord-Est. Les observations de ces espèces au cours des études SCANS-III (été 2016) indiquent leur distribution récente.

Pour le grand dauphin côtier, on a utilisé les enregistrements des observations et des échouages pour identifier les endroits où des populations ont été présentes dans le passé.

## Abondance

Pour estimer l'abondance, on a utilisé des méthodes d'échantillonnage à distance par transect linéaire (Conventional design-based (CDS) estimates ; Hammond et al., 2013). Pour la plupart des méthodes consistant à effectuer des relevés à partir de navires, deux équipes d'observation ont travaillé sur le même navire, afin que les animaux manqués sur la ligne de transect et tout déplacement en réponse à l'observation puissent être pris en compte dans l'analyse. Cependant, pour certaines espèces, il y a eu des années où l'on ne disposait pas de suffisamment de données pour utiliser ces méthodes étendues d'analyse. Pour plusieurs relevés aériens, des aéronefs ont volé en tandem, ou bien on a réalisé des manœuvres circulaires (*circle-back*) pour les marsouins communs, afin d'apporter des corrections pour les animaux manqués sur la ligne de transect (Hiby et Lovell, 1998 ; Hyby, 1999) ; cette approche a été étendue aux espèces de dauphins et aux petits rorquals dans l'étude SCANS-III en 2016. Pour d'autres espèces, on a utilisé des méthodes conventionnelles pour les relevés aériens, corrigées en fonction de la disponibilité et du biais des observateurs dans la mesure du possible (Hammond et al., 2013, 2021).

L'abondance des populations de grands dauphins côtiers a été estimée, dans la mesure du possible, par des méthodes de capture-recapture avec photo-identification (Amstrup et al., 2010 ; par ex. Cheney et al., 2018) et des relevés effectués à partir de navires.

## Mesures

### Distribution des espèces

On a utilisé une modélisation spatiale de la densité pour prédire la distribution des espèces pour lesquelles on disposait de suffisamment de données provenant d'études à grande échelle conçues spécialement à cet effet.

Une série de covariables physiographiques et océanographiques (voir **Tableau d**) a été utilisée pour modéliser, avec des données collationnées par OSPAR (**Figure b**), la distribution des cétacés dans un cadre de modélisation spatiale de la densité (d'après Miller et al., 2013).

**Tableau a** : Valeurs d'évaluation pour les espèces de cétacés. PD : pas disponible

Variable environnementale		Résolution spatiale initiale	Résolution temporelle initiale	Résolution de prédiction spatiale	Résolution de prédiction temporelle	Source	Justification
Physiographiques	Bathymétrie (m)	1/16 minute d'arc	PD	10 km	PD	A	Généralement un bon prédicteur pour les cétacés ; les grands plongeurs se nourrissent de calmars et de poissons dans la colonne d'eau profonde
	Pente (rad)						Associées aux courants, les pentes élevées entraînent une production primaire accrue ou une agrégation des proies
	Orientation (rad)						Description des courants et des structures proéminentes telles que les canyons, les monts sous-marins ou les chaînes de montagnes, utilisés comme indications indirectes des points chauds pour les prédateurs et utiles dans les endroits où l'accès aux données biologiques est limité

Océanographiques	Température de surface de la mer (TSM) moyenne (°C) et gradient (°C/m)	0,083 degré	Mensuelle	10 km	Mensuelle	B	La variabilité dans le temps et les gradients horizontaux de la TSM indiquent les emplacements des fronts et le mélange de l'eau, et sont associés à une augmentation de la production primaire et à des agrégations des proies
	Énergie cinétique des tourbillons (ECT ; m/s)						Une ECT élevée est liée au développement de tourbillons, à la remontée de nutriments et à une augmentation de la production primaire, qui produisent une agrégation des proies
	Productivité primaire nette (PPN ; mg.m <sup>-3</sup> , jour <sup>-1</sup> )	0,25 degré					La production primaire nette est une indication indirecte de la distribution du zooplancton, dont s'alimentent les proies des cétacés

Source A : EMODnet DTM (<https://www.emodnet-bathymetry.eu/>). La pente, l'orientation et l'indice de complexité topographique ont été dérivés des données bathymétriques. Source B : Base de données Copernicus (<https://resources.marine.copernicus.eu>).

Le cadre de modélisation utilise des modèles additifs généralisés pour prédire la distribution des cétacés à partir de covariables environnementales. Ce cadre a permis de modéliser les relations non linéaires entre l'habitat des cétacés et le milieu marin (Embling et al., 2010 ; Gilles et al., 2016 ; **Formule a**) :

$$y_i \sim \mathcal{NB}(\omega, \text{Effort}_i \times e^{\mu_i})$$

**Formule a** : Modélisation spatiale de la densité.

NB désigne la distribution binomiale négative,  $\omega$  est le paramètre de surdispersion, l'Effort est la surface couverte par le relevé (comprenant la largeur effective de la bande estimée par l'échantillonnage à distance), et  $\mu$  est le prédicteur linéaire (**Formule b**) :

$$\mu_i = \beta_0 + \sum_{k=1}^p f_k(x_{ik})$$

**Formule b** : Modélisation additive généralisée avec splines.

où  $f(\cdot)$  sont des splines de Bézier cubiques (Marx et Eilers 2010).

Une analyse d'extrapolation dans l'espace environnemental a été entreprise pour évaluer la robustesse des prédictions issues de cette approche basée sur les modèles (Bouchet et al., 2019). Les variables environnementales (**Tableau a**) définissent une nouvelle topologie, ou un espace environnemental, que l'on peut étudier avec des outils géométriques tels que des distances et des polygones. En particulier, on peut effectuer une analyse d'extrapolation dans cet espace environnemental, pour évaluer comment les données collectées jusqu'ici couvrent l'ensemble de l'espace environnemental disponible dans l'Atlantique du Nord-Est. Cette analyse renseigne sur l'ampleur potentielle de l'extrapolation lorsqu'on prédit la distribution et l'habitat de cétacés à partir d'un modèle. Techniquement, l'analyse d'extrapolation compare des polygones convexes dans l'espace environnemental : un premier polygone est obtenu avec les données d'effort, en prenant en compte tous les segments d'effort et les covariables environnementales qui leur sont associées (les données de calibration). Un deuxième polygone est obtenu à partir des données environnementales collectées dans l'ensemble de la zone pour laquelle on souhaite dresser une carte de distribution. Il est important de noter que cette zone est plus vaste que la zone géographique couverte par les études (voir par ex. **Figures a et b**). Ces données environnementales seront utilisées pour prédire la distribution des cétacés en utilisant à la fois les données environnementales et le modèle calibré avec les données d'effort de l'étude. Chaque prédiction est ainsi définie par un ensemble de coordonnées (valeurs) qui la situe dans l'espace environnemental ; pour chaque prédiction, il est possible d'évaluer si celle-ci se situe dans la forme convexe définie par les données de calibration (King & Zeng, 2007 ; Authier et al., 2017 ; Bouchet et al., 2019). L'analyse d'extrapolation permet ainsi d'évaluer la robustesse des prédictions des modèles, en quantifiant dans quelle mesure celles-ci sont renseignées par ces données.

## Abondance

Pour estimer l'abondance des animaux par UE définie pour les espèces, on a utilisé principalement des données collectées dans le cadre d'études à grande échelle conçues spécialement, sous forme de relevés aériens ou réalisés à partir de navires. On a pour cela appliqué des méthodes d'échantillonnage à distance par transect linéaire (Buckland et al., 2001) ; ces estimations sont connues sous le nom d'estimations conventionnelles basées sur le plan d'étude (*conventional design-based* (CDS) (par ex. Hammond et al., 2013 ; 2021). Lorsque les estimations de l'abondance proviennent de modèles ajustés à ces données pour générer une surface de densité (Miller et al., 2013) à partir de laquelle l'abondance est dérivée, ces estimations sont connues sous le nom d'estimations basées sur le modèle (par ex. Gilles et al., 2016). Toutes les estimations de la taille des populations notifiées pour l'évaluation de l'indicateur sont des estimations basées sur le plan d'étude, qui sont moins dépendantes du modèle, mais ne permettent pas de cartographier les densités à une échelle spatiale fine.

Pour estimer l'abondance des grands dauphins côtiers en recensant chaque population présente dans une UE, on a utilisé des méthodes de capture-recapture appliquées à des données de photo-identification, et des relevés effectués à partir de navires.

## Références

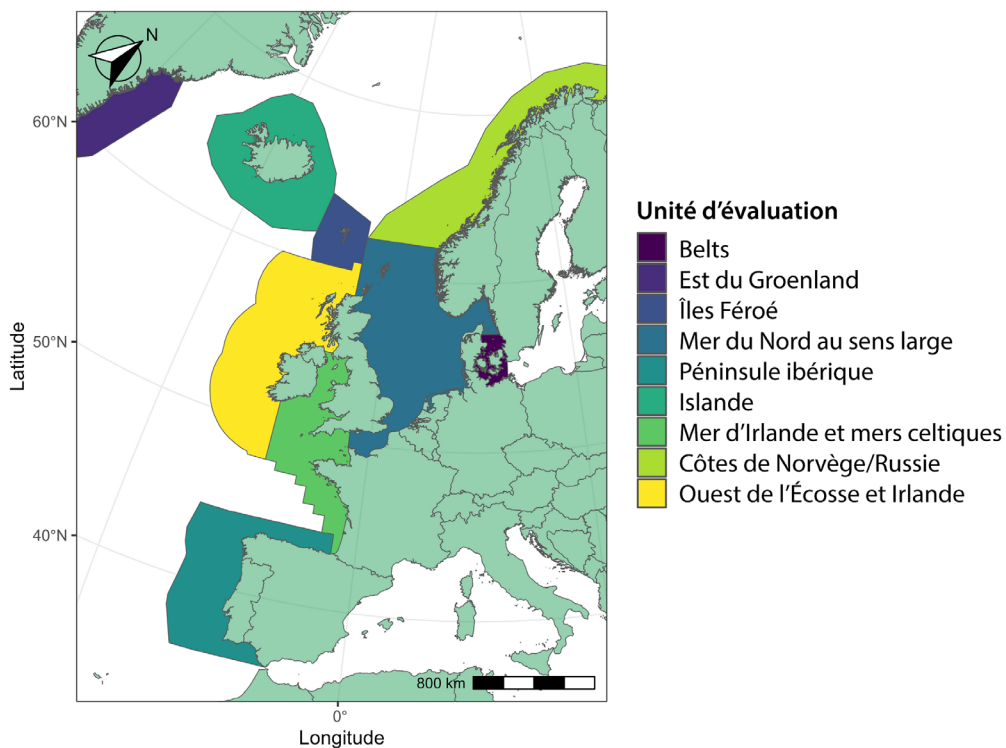
La référence devrait être dérivée de données historiques, cependant ces données ne sont pas disponibles pour la grande majorité des espèces de cétacés (Bearzi et Reeves, 2021). Pour évaluer le changement, il faut utiliser une référence récente (moderne) (Kopf et al., 2015), qui sera ensuite évaluée en tant que situation « de référence » ; il pourrait s'agir d'une situation dont on sait déjà qu'elle s'est dégradée. Les références les plus utiles pour les espèces de cétacés ayant une vaste aire de distribution sont dérivées des résultats d'études à grande échelle, telles que SCANS pour les espèces côtières et SCANS-II/CODA pour les espèces à plus vaste aire de distribution (par ex. CODA, 2009 ; Hammond et al., 2002, 2013).

Pour la plupart des espèces, seulement deux estimations de l'abondance sont actuellement disponibles, si bien qu'il n'est pas possible de réaliser une évaluation robuste d'une tendance impliquant un changement par rapport à une référence. Pour le marsouin commun et le dauphin à nez blanc, trois estimations sont disponibles dans la mer du Nord au sens large.

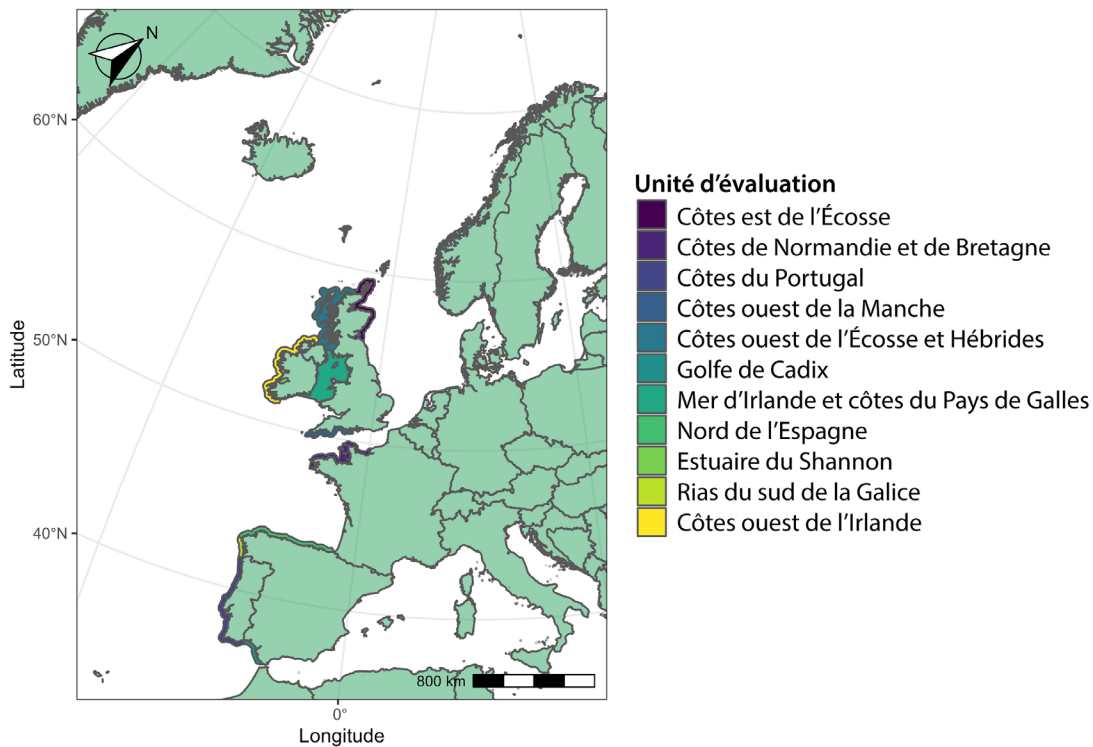
## Étendue spatiale

Des unités d'évaluation (UE) ont été définies pour évaluer l'abondance et la distribution de plusieurs espèces (CIEM, 2014b) dans des régions distinctes, ou dans la zone maritime d'OSPAR. En ce qui concerne le marsouin commun, plusieurs UE ont été examinées et définies (Figure c ; NAMMCO/IRM 2019). Le Groupe d'experts sur les mammifères marins (OMMEG) d'OSPAR a examiné plus avant ces UE en 2021 et a regroupé les UE des mers celtiques et de la mer d'Irlande en une seule UE pour la mer d'Irlande et les mers celtiques. Pour le grand dauphin, onze UE ont été définies pour les populations côtières relativement modestes de cette espèce, en prenant en compte la séparation spatiale, l'absence de correspondances pour la photo-identification et les différences génétiques (Evans et Teilmann, 2009 ; CIEM, 2013 ; CIEM 2014 ; IAMMWG 2015) (**Figure d**), et une seule UE a été définie au large pour une ou plusieurs populations de grands dauphins du large relativement importantes et ayant une vaste aire de distribution (**Figure e**).

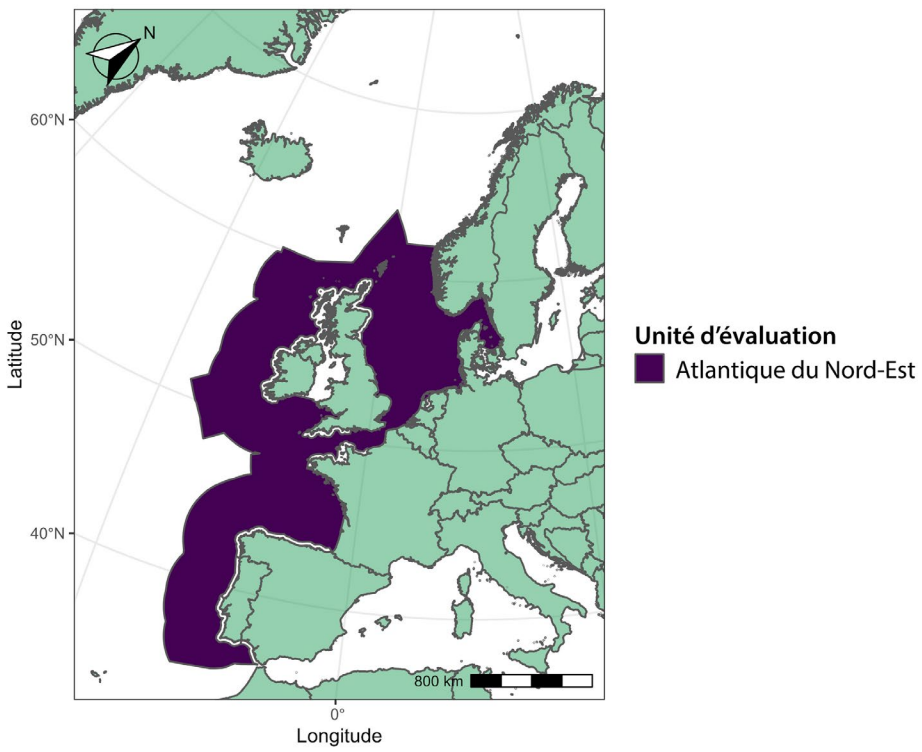
Une seule UE couvrant toutes les eaux atlantiques européennes est actuellement définie pour le petit rorqual (**Figure f**), le dauphin commun à bec court (**Figure f**), le dauphin à nez blanc et le dauphin à flancs blancs (**Figure g**). Pour les rorquals communs, trois UE définies par la Commission baleinière internationale chevauchent la zone maritime d'OSPAR (**Figure h**). Aucune UE n'a été définie pour les autres espèces incluses dans la présente évaluation.



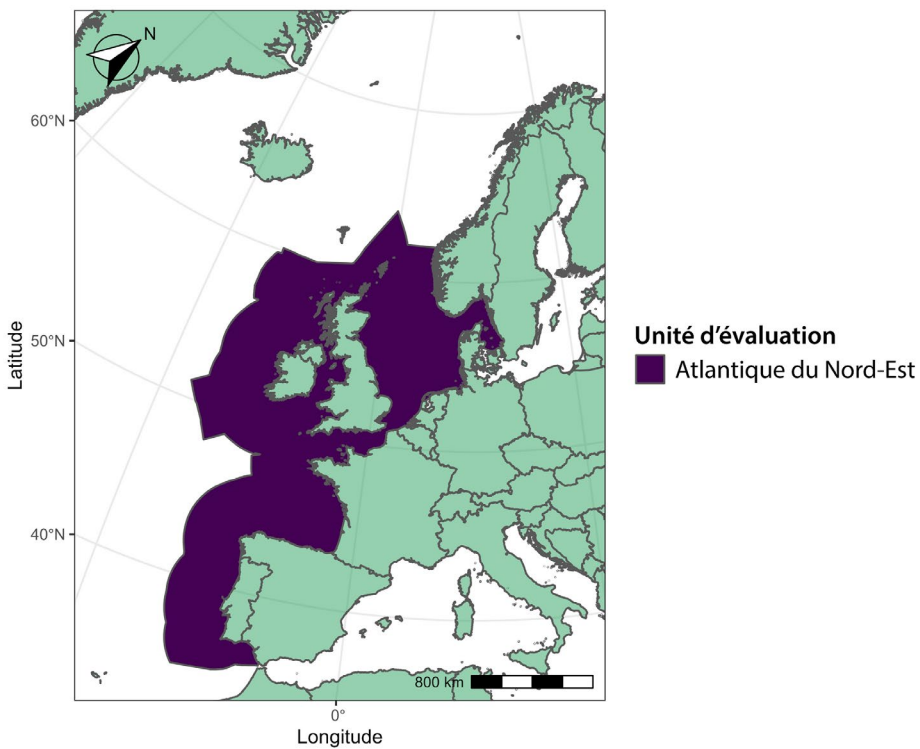
**Figure c :** Unités d'évaluation pour le marsouin commun. Adaptation de NAMMCO/IRM 2019. Seules les UE situées en partie ou entièrement dans la zone maritime d'OSPAR sont représentées.



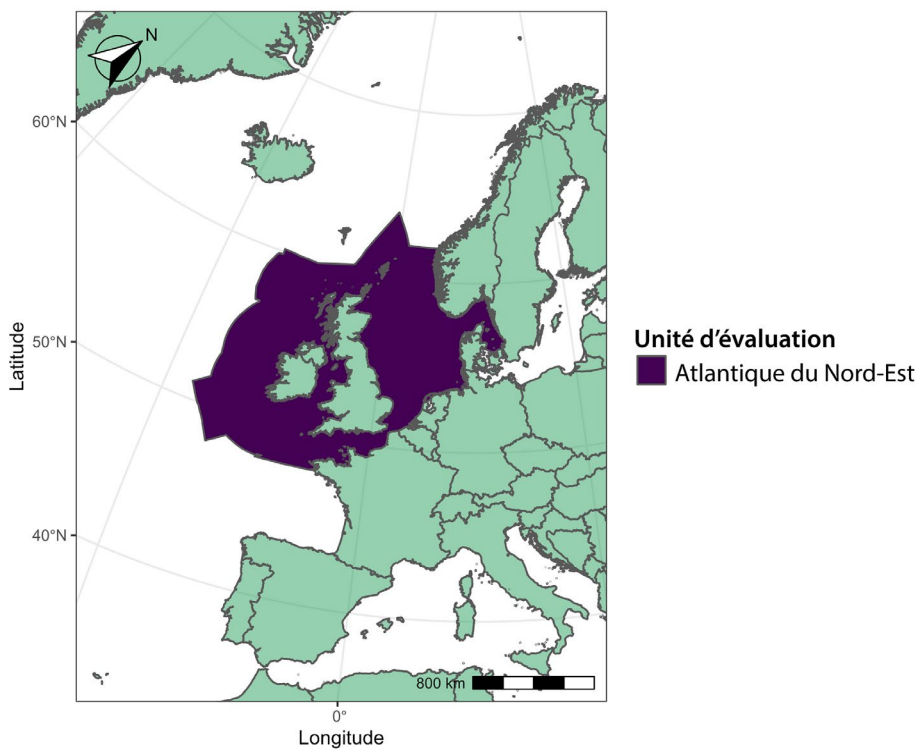
**Figure d :** Unités d'évaluation pour les grands dauphins côtiers.



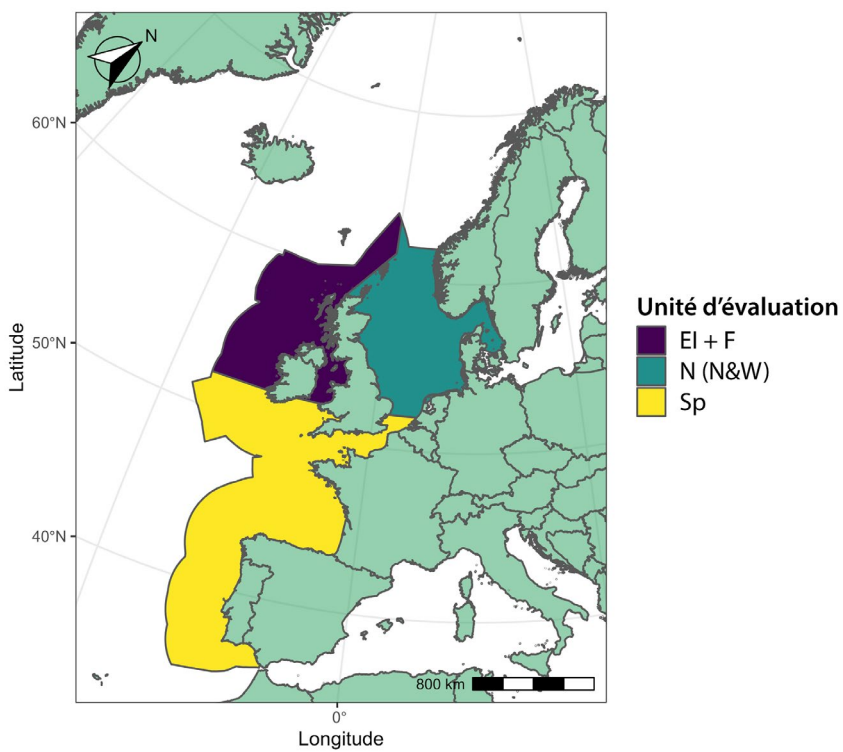
**Figure e :** Unités d'évaluation pour les grands dauphins du large.



**Figure f :** Unité d'évaluation pour le petit rorqual et le dauphin commun à bec court.



**Figure g :** Unité d'évaluation pour les dauphins à nez blanc et les dauphins à flancs blancs.



**Figure h :** Unités d'évaluation pour le rorqual commun.

## Valeur seuil

Les seuils d'évaluation pour les populations d'espèces de cétacés sont basés sur le critère de génération de l'Union internationale pour la conservation de la nature (<https://www.iucn.org/>) : dans chaque UE, la taille de la population (locale) de chaque espèce sera maintenue aux niveaux de référence ou au-dessus de ceux-ci (la première estimation d'abondance disponible ou la plus proche de la date de la Directive sur les habitats (Directive du Conseil 92/43/CEE)), avec (i) aucune diminution absolue de plus de 30 % et (ii) un taux de diminution ne dépassant pas 30 % sur trois générations. Ce dernier peut être converti en valeurs seuils qui sont un taux annuel de déclin de l'abondance qui ne doit pas être dépassé avant trois générations. Les taux annuels de déclin, s'ils se maintiennent sur trois générations, entraîneront un déclin de 30 % de l'abondance. Comme le temps qui s'écoule entre les générations varie d'une espèce à l'autre (Taylor et al., 2007), les seuils, qui correspondent au taux annuel moyen de déclin de l'abondance qui produirait un déclin global de 30 % s'il se maintenait sur trois générations, sont spécifiques à chaque espèce et présentés dans le **Tableau b**.

**Tableau b** : Valeurs seuils pour les espèces de cétacés.

Groupe fonctionnel	Nom de l'espèce	Seuil 1 (déclin absolu, %)	Seuil 2 (déclin annuel, %)
Baleine à fanons	Petit rorqual	-30	-0,5
	Rorqual commun	-30	-0,5
Grands plongeurs	Cachalot	-30	-0,4
	Globicéphale noir	-30	-0,5
	Dauphin de Risso	-30	-0,6
	Baleines à bec	-30	PD
Petits cétacés à dents	Orque	-30	-0,5
	Grand dauphin	-30	-0,5
	Dauphin bleu et blanc	-30	-0,5
	Dauphin à flancs blancs	-30	-0,7
	Dauphin à nez blanc	-30	-0,7
	Dauphin commun	-30	-0,9
	Marsouin commun	-30	-1,6

PD : Pas disponible

## Estimation des tendances

Une tendance est quantifiée en tant que changement en pourcentage (de l'abondance) sur une période donnée (Link et Sauer, 1997). Pour évaluer les tendances, on a besoin d'au moins trois estimations de l'abondance sur une échelle de temps pertinente. Pour produire des évaluations robustes, des estimations supplémentaires de l'abondance seront nécessaires. Pour évaluer les tendances, il faut tenir compte de la puissance statistique de détection des changements (Authier et al., 2020).

En ce qui concerne les grands dauphins côtiers, la surveillance de plusieurs populations dans des UE est en cours depuis suffisamment longtemps pour permettre une évaluation des tendances, tandis que pour

d'autres, on dispose actuellement de trop peu de données couvrant une période suffisante. Les estimations actuelles des nombres d'animaux dans une population sont généralement obtenues par photo-identification, cependant quand ces informations ne sont pas disponibles, les estimations de l'abondance sont dérivées de relevés par transect linéaire. Dans la mesure du possible, des données annuelles sur le nombre estimé d'animaux par population sont fournies dans cette évaluation. Les populations de grands dauphins côtiers dont on sait qu'elles ont disparu de leur ancienne aire de distribution sont également prises en compte.

### **Analyse de puissance**

Des analyses prospectives de puissance statistique (Hoenig et Heisey, 2001) ont été effectuées pour détecter une tendance dans des séries à court terme d'estimations de l'abondance pour des espèces de cétacés, en utilisant une signification statistique fixe de 0,2 (Authier et al., 2020). La puissance a été augmentée (sauf le taux d'erreurs de type I ; Authier et al., 2020) mais elle est restée faible pour détecter un léger déclin. On pourrait améliorer la puissance de détection des tendances en augmentant la fréquence des études à grande échelle (Authier et al., 2020).

### **Résultats**

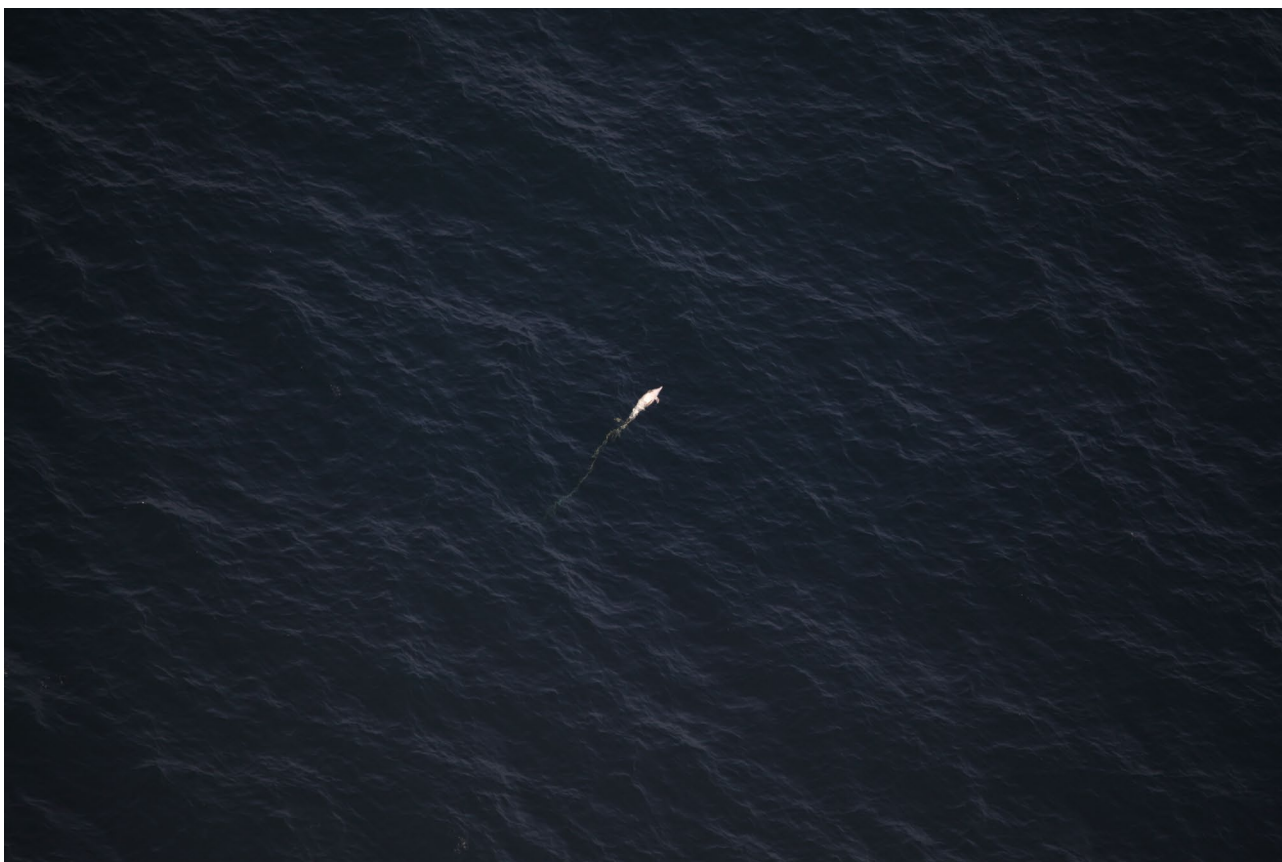
Pour le marsouin commun, l'évaluation quantitative a indiqué un état stable des populations dans l'UE de la mer du Nord au sens large, entre 1994 et 2016. La distribution du marsouin commun a présenté un décalage vers le sud en été dans la mer du Nord au sens large entre 1994 et 2005, et celui-ci a été confirmé en 2016. Dans les autres unités d'évaluation définies pour cette espèce, seulement deux estimations de l'abondance sont disponibles et une évaluation qualitative a été effectuée. La taille de la population est restée stable dans l'Ouest de l'Écosse et en Irlande, ainsi que dans les UE de la péninsule ibérique. Un fort déclin de l'abondance des marsouins communs a été observé entre les estimations de 2005 et de 2016 dans l'UE pour la mer d'Irlande et les mers celtiques.

Pour le dauphin commun à bec court, le dauphin à nez blanc et le petit rorqual, l'estimation de l'abondance en 2016 est similaire à l'estimation de 2005-2007. Pour les grands dauphins du large, on voit une forte augmentation de l'abondance entre les estimations de 2005/2007 et de 2016. L'évaluation qualitative de l'état de ces espèces dans une seule UE définie dans l'Atlantique du Nord-Est indique une absence de déclin de l'abondance.

Pour le rorqual commun, trois UE ont été définies, et une seule UE a été définie pour le dauphin à flancs blancs dans l'Atlantique du Nord-Est. Pour ces deux espèces, on dispose d'une seule estimation de l'abondance en 2016 et, par conséquent, aucune évaluation n'est possible. En l'absence d'UE définie, aucune évaluation, que ce soit qualitative ou quantitative, n'est possible pour le dauphin bleu et blanc, le dauphin de Risso, le globicéphale noir, les baleines à bec et le cachalot.

Les grands dauphins côtiers ont fait l'objet d'une évaluation quantitative par rapport au seuil dans cinq des onze UE définies pour cette espèce. L'évaluation de la population de l'estuaire du Sado dans l'UE des côtes du Portugal a indiqué un déclin de cette population. Les estimations des populations dans la grande baie de

Cardigan dans l'UE de la mer d'Irlande et des côtes du pays de Galles, ainsi que des populations dans l'UE des côtes d'Irlande, l'UE des côtes de Normandie et de Bretagne et l'UE de la côte est de l'Écosse, indiquent que celles-ci sont largement stables. La population dans l'UE de la côte est de l'Écosse présente peut-être des signes d'augmentation et d'expansion de son aire de distribution au cours de ces dernières années.



**Figure 2** : Petit delphinidé capturé accessoirement à la dérive dans le golfe de Gascogne. Avec la permission de l'Observatoire Pelagis

## Résultats (version étendue)

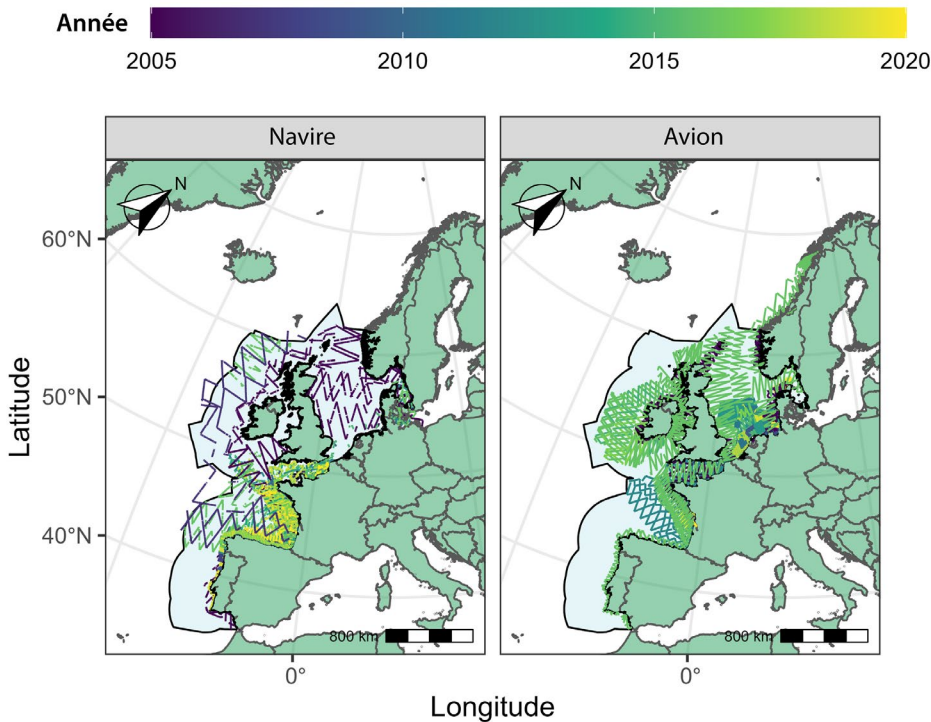
### Appel à données

Des données issues d'un effort d'étude couvrant environ 698 500 km ont été collationnées dans le cadre de l'appel à données d'OSPAR pour l'évaluation de l'indicateur. Des données provenant aussi bien de relevés effectués à partir de navires que de relevés aériens ont été collationnées ; dans le cas des relevés effectués à partir de navires, l'effort d'étude couvre environ 195 000 km, et il couvre environ 500 000 km pour les relevés aériens. Ces données concernent la période entre 2005 et 2020, et couvrent une vaste étendue géographique (**Tableau c**), mais pas uniformément (**Figure i**) ; en effet, une grande partie de l'effort concerne essentiellement la mer du Nord au sens large, et un effort comparativement moindre a été déployé dans les zones situées au large dans les mers celtiques ainsi que dans le golfe de Gascogne et la côte ibérique. La couverture géographique est donc inégale à travers la zone maritime d'OSPAR.

**Tableau c :** Statistiques récapitulatives pour l'effort d'étude, données compilées dans le cadre de l'appel à données.

Parties contractantes	Plage latitudinale		Plage longitudinale		Plage temporelle		Effort linéaire (km)	Plateforme
	début	fin	début	fin	début	fin		
EU*	35,88	62,16	-17,79	14,20	2005	2016	41 540	Navire
EU*	35,97	68,44	-10,84	16,49	2005	2016	113 264	Avion
ES	37,13	48,13	-9,72	-1,23	2007	2020	56 044	Navire
FR	43,39	51,85	-9,75	3,33	2011	2020	107 336	Avion
FR	43,39	55,24	-11,22	8,12	2005	2020	97 549	Navire
IE	49,06	56,36	-15,54	-5,34	2015	2017	43 245	Avion
BE	51,14	51,84	2,03	3,27	2008	2020	23 316	Avion
NL	51,38	55,77	2,55	6,80	2008	2019	64 226	Avion
DE	53,40	55,92	3,37	8,94	2005	2020	140 517	Avion
DK	55,05	58,25	6,82	10,87	2011	2020	11 514	Avion
Récapitulation	35,88	68,44	-17,79	16,49	2005	2020	698 551	

\* comprend plusieurs Parties contractantes (par exemple le Royaume-Uni, le Portugal, etc.)

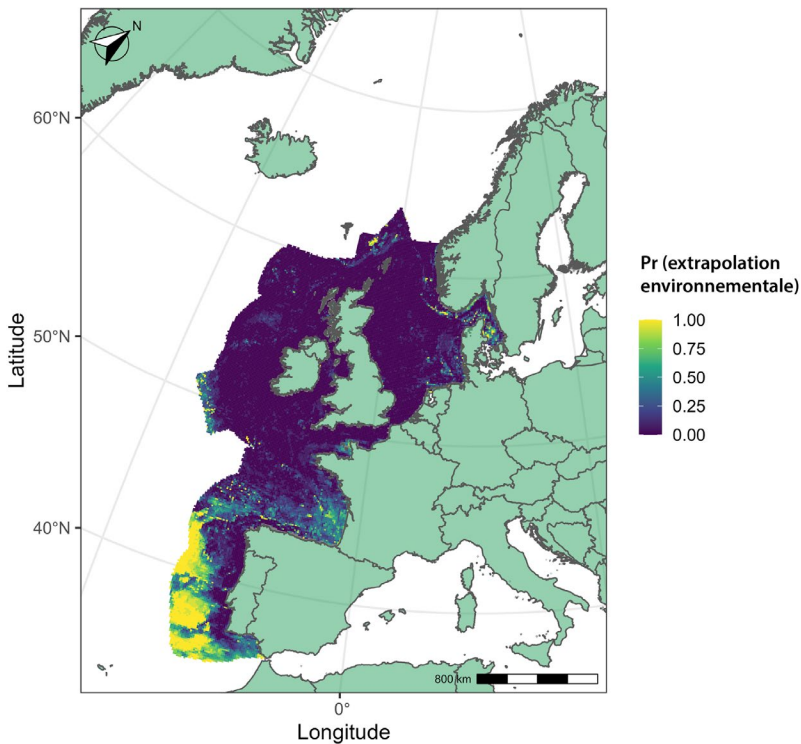


**Figure i :** Résultats de l'appel à données d'OSPAR concernant les données d'études sur les cétacés collectées entre 2005 et 2020 dans l'Atlantique du Nord-Est. Il convient de noter qu'en cas de chevauchement de plusieurs transects, seul le plus récent est représenté sur la figure.

## Distribution des espèces

### Extrapolation

L'analyse d'extrapolation révèle que la couverture environnementale était inégale, les zones du plateau continental étant relativement bien couvertes, tandis que la fosse norvégienne ainsi que les zones au large du Portugal et au centre du golfe de Gascogne correspondaient à des extrapolations dans l'espace environnemental (**Figure j**). En pratique, les prédictions basées sur des modèles qui sont des extrapolations (à la fois dans l'espace environnemental et dans l'espace géographique) sont intrinsèquement plus fragiles, car elles ne sont pas tant renseignées par des données que par des hypothèses intégrées dans les choix de modélisation.



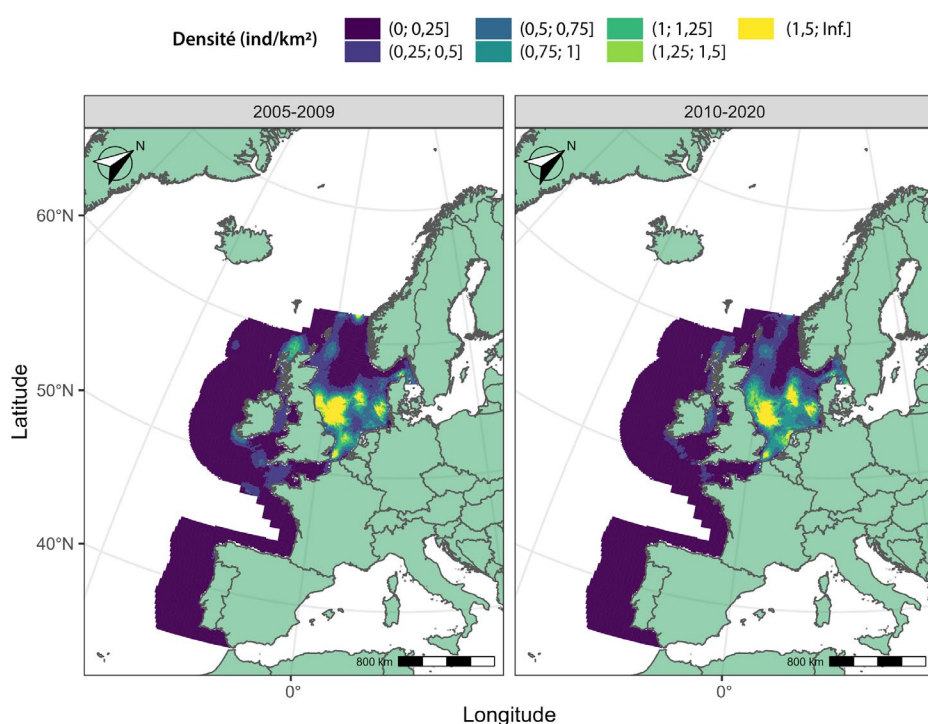
**Figure j :** Extrapolation (sur une échelle de probabilité) des prévisions pour juillet (entre 2005 et 2020), à partir d'un modèle de distribution ajusté aux données collationnées des études sur les cétacés dans la zone maritime d'OSPAR.

### **Marsouin commun (groupe d'espèces de petits cétacés à dents)**

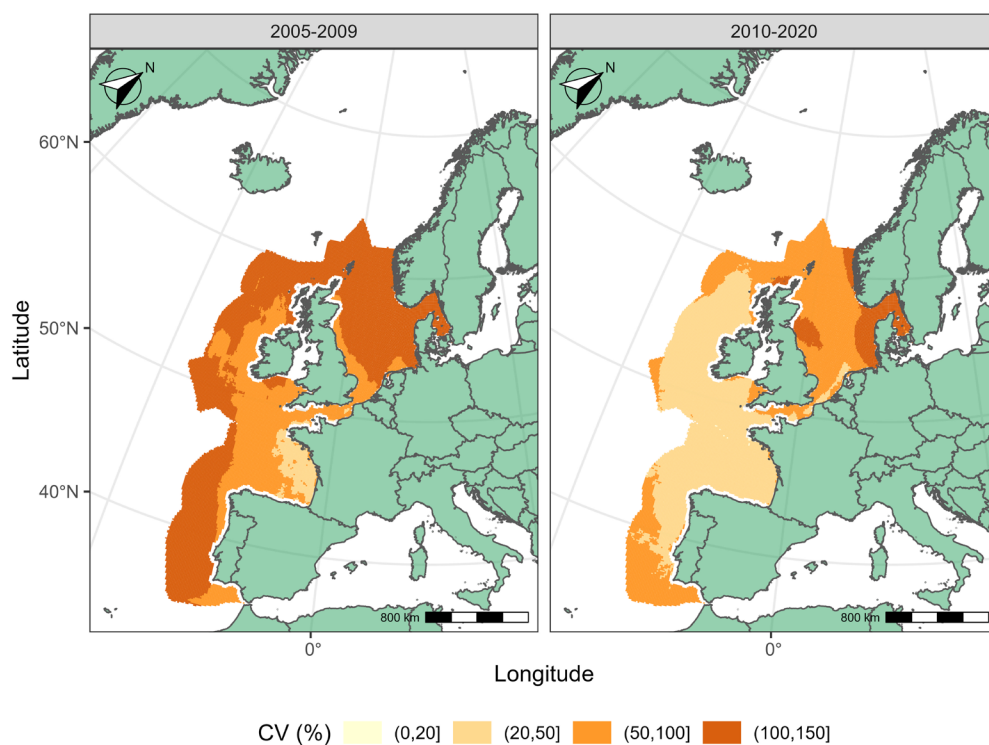
Les marsouins communs sont distribués à travers les eaux du plateau continental de la mer du Nord au sens large, des mers celtiques, et du golfe de Gascogne et de la côte ibérique. La péninsule ibérique correspond à une population/sous-espèce distincte (Fontaine et al., 2007, NAMMCO/IRM 2019), tandis que toutes les autres zones, à l'exception du Kattegat/des Belts sont des sous-zones correspondant à la population de l'Atlantique du Nord-Est/de la mer du Nord au sens large. La zone autour de la frontière nord du Kattegat/des Belts contient probablement un mélange de deux différentes populations (Sveegaard et al., 2015).

La présence de marsouins communs est influencée par des variables océanographiques et des variables liées aux pressions humaines. La profondeur de l'eau, la salinité de surface, les différences de température à l'intérieur de la colonne d'eau, l'activité des tourbillons, la vitesse du courant, la grossièreté des sédiments de surface, la pente du fond marin et la densité des navires ont été identifiées comme des facteurs d'influence pertinents, bien que les interactions dépendent de la zone et du type d'habitat (Pierpoint, 2008 ; Marubini et al., 2009 ; Embling et al., 2010 ; Isojunno et al., 2012 ; Booth et al., 2013 ; Heinänen et Skov, 2015). Les variables océanographiques pourraient influencer indirectement la présence de marsouins en déterminant la présence et l'abondance de leurs proies (Gilles et al., 2016).

Une comparaison de la distribution des marsouins communs entre les ensembles de données de SCANS et de SCANS-II a indiqué une nette différence dans la distribution estivale à l'intérieur de la mer du Nord au sens large, avec un déplacement vers le sud des principales concentrations d'animaux entre 1994 et 2005. Ce déplacement vers le sud de la distribution est appuyé par des données provenant d'études à plus petite échelle, qui indiquent une augmentation des nombres de marsouins dans les eaux françaises, belges, néerlandaises et allemandes (par ex. Gilles et al., 2009, 2011 ; Haelters et al., 2011 ; Scheidat et al., 2012 ; Peschko et al., 2016 ; Nachtsheim et al., 2021) et une augmentation de leurs nombres dans la mer du Nord septentrionale (Øien, 1999, 2005, 2010 ; Hammond et al., 2013, 2021). On pense que le changement dans la distribution du marsouin commun est lié à des changements dans la distribution ou l'abondance des proies (Hammond et al., 2013). Les données de l'étude SCANS-III de 2016 confirment que le changement s'est maintenu (**Figure k**). Dans toute la Manche, il y a eu plus d'observations en 2016 que lors des relevés précédents.



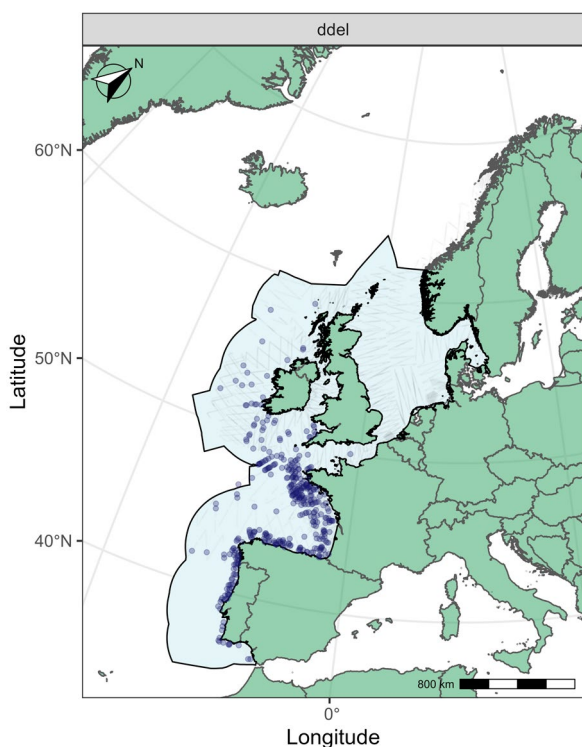
**Figure k : (A)** Carte moyenne de la distribution prédite pour le marsouin commun en juillet entre 2005 et 2020.



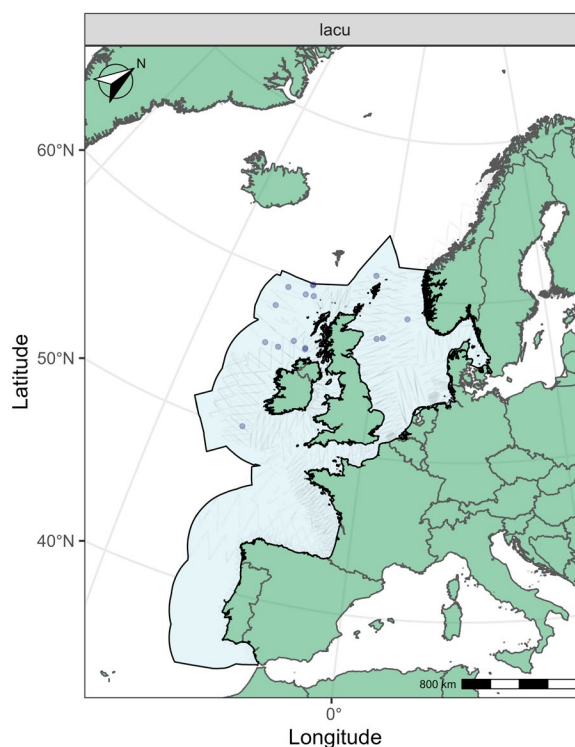
**Figure k : (B)** Carte d'incertitude (coefficient de variation en %) de la distribution prédite pour le marsouin commun en juillet entre 2005 et 2020.

#### **Dauphin commun à bec court (groupe d'espèces de petits cétacés à dents)**

Dans l'Atlantique du Nord-Est, les dauphins communs sont largement répandus dans les mers celtiques, le golfe de Gascogne et la côte ibérique, et l'Atlantique au sens large (Reid et al., 2003 ; Murphy et al., 2013 ; Saavedra et al., 2018 ; Astarloa et al., 2021 ; Murphy et al., 2021). On pense que les observations dans la mer du Nord au sens large sont associées à l'oscillation nord-atlantique et à l'incursion d'eau plus chaude dans la mer du Nord septentrionale (Murphy et al., 2013). Lors des études SCANS-II et SCANS-III, on n'a pas observé de dauphins communs dans la mer du Nord au sens large, mais il y a eu de nombreuses observations dans toute la partie sud des mers celtiques et dans l'ensemble du golfe de Gascogne et de la côte ibérique (**Figure I**). La modélisation de la distribution du dauphin commun s'est heurtée à plusieurs problèmes (surdispersion, etc. ; Lacey et al., 2021), ce qui a donné lieu à des prédictions comportant d'importantes erreurs-types.



**Figure l :** Observations de dauphins communs à bec court en 2016.



**Figure m :** Observations de dauphins à flancs blancs en 2016.

#### **Dauphin à nez blanc (groupe d'espèces de petits cétacés à dents)**

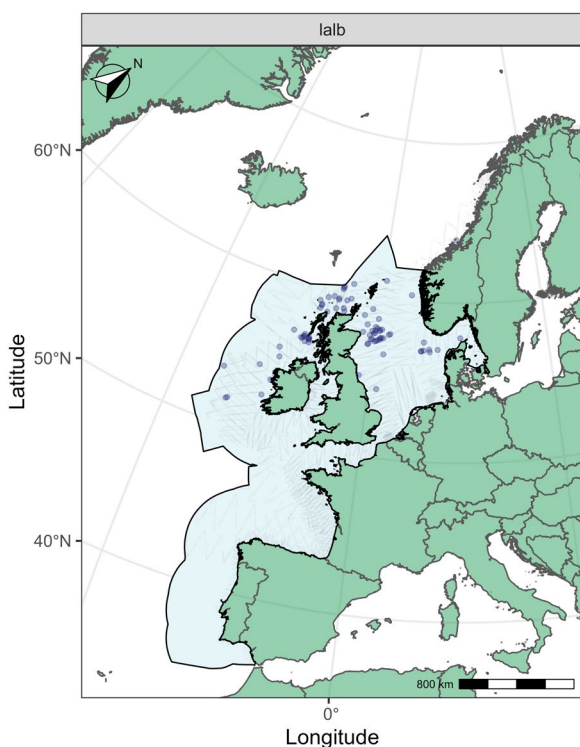
On sait que les dauphins à nez blanc préfèrent une température de l'eau de 13 °C ou moins (MacLeod et al., 2008) et des profondeurs de 50 à 100 m (Reid et al., 2003). On les trouve principalement dans la partie nord de la mer du Nord au sens large et des mers celtiques, et ils ont été seulement enregistrés comme vagabonds dans le golfe de Gascogne et la côte ibérique (**Figure m**). D'après le profil des observations lors des études SCANS, SCANS-II et SCANS-III, la distribution du dauphin à nez blanc ne semble pas avoir changé depuis 1994 (Hammond et al., 2002, 2013, 2021).

#### **Dauphin à flancs blancs (groupe d'espèces de petits cétacés à dents)**

Les dauphins à flancs blancs se trouvent dans les eaux tempérées et subarctiques, où ils sont présents principalement le long du talus continental, à des profondeurs de 100 à 500 m (Reid et al., 2003). Ils sont distribués dans la partie occidentale des mers celtiques et dans la partie nord de la mer du Nord au sens large (**Figure n**).

#### **Grand dauphin côtier (groupe d'espèces de petits cétacés à dents)**

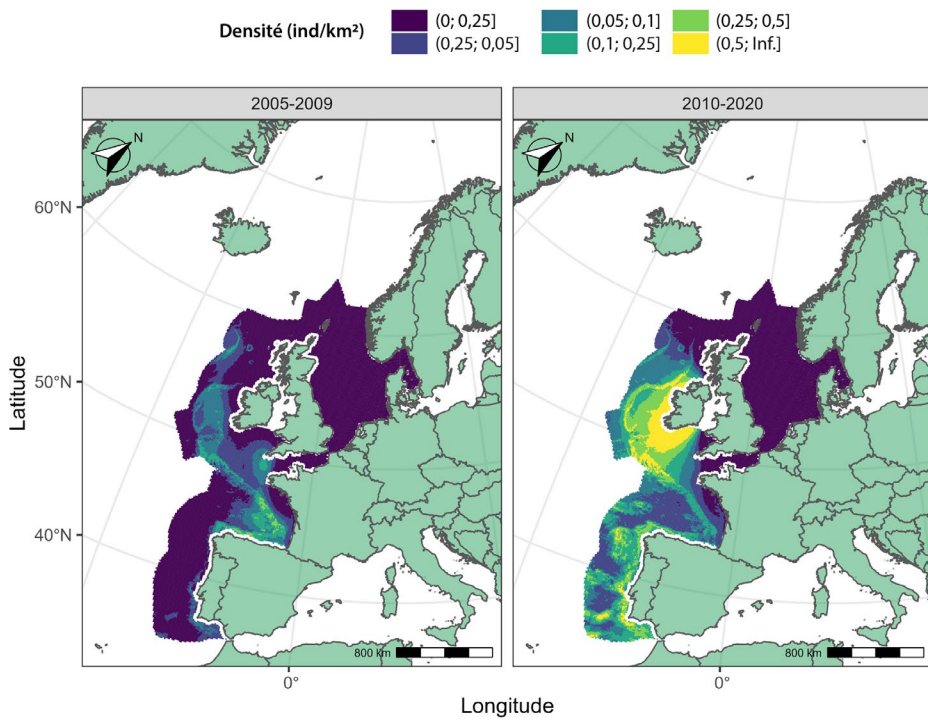
Les observations de grands dauphins côtiers ont lieu le long de la côte atlantique de l'Europe, de l'Écosse au nord à l'Espagne au sud. Des populations de taille inconnue ont disparu de l'estuaire de la Severn (Royaume-Uni) et d'estuaires de l'est de l'Angleterre (Royaume-Uni), ainsi que des estuaires de l'Elbe et de la Weser en Allemagne vers la fin du 19<sup>ème</sup> siècle. Plus récemment, une population qui était présente dans la mer du Nord méridionale, dans une aire s'étendant de la côte Nord de la France au nord de la côte néerlandaise, a disparu vers la fin des années 1960. D'autres populations distinctes, telles que celles d'Arcachon (France) et de l'estuaire du Tage (Portugal), ont également disparu au cours des dernières décennies.



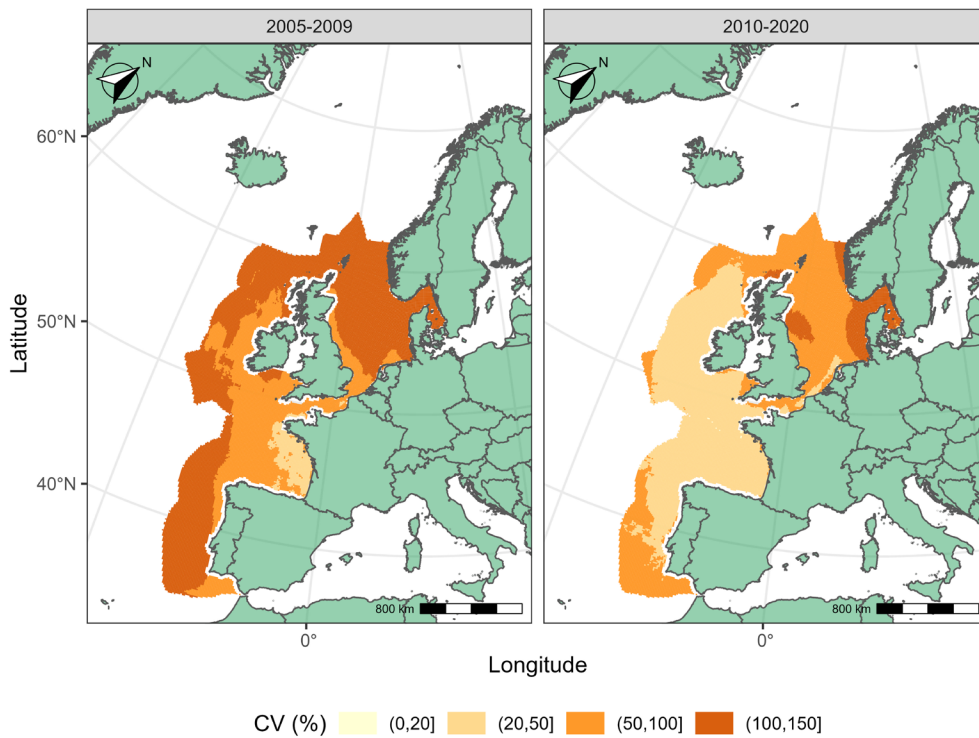
**Figure n** : Observations de dauphins à nez blanc en 2016.

### **Grand dauphin du large (groupe d'espèces de petits cétacés à dents)**

Les grands dauphins sont largement répandus dans les eaux du large de l'Atlantique du Nord-Est (Reid et al., 2003 ; Hammond et al., 2002, 2013 ; Laran et al., 2017 ; Rogan et al., 2018 ; **Figure o**). Contrairement à la situation pour les populations côtières de cette espèce, on en sait moins sur les animaux présents dans les eaux du large, et au cours des études ObSERVE réalisées en été, en 2015 et en 2016, un grand nombre d'observations ont eu lieu au sud-ouest de l'Irlande.



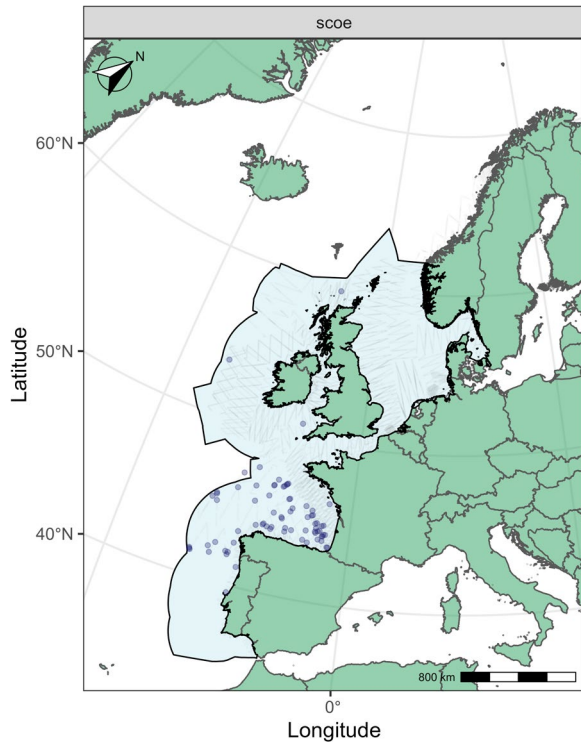
**Figure o : (A)** Carte moyenne de la distribution prédite pour les grands dauphins du large en juillet entre 2005 et 2020.



**Figure o : (B)** Carte d'incertitude (coefficient de variation en %) de la distribution prédite pour les grands dauphins du large en juillet entre 2005 et 2020.

### Dauphin bleu et blanc (groupe d'espèces de petits cétacés à dents)

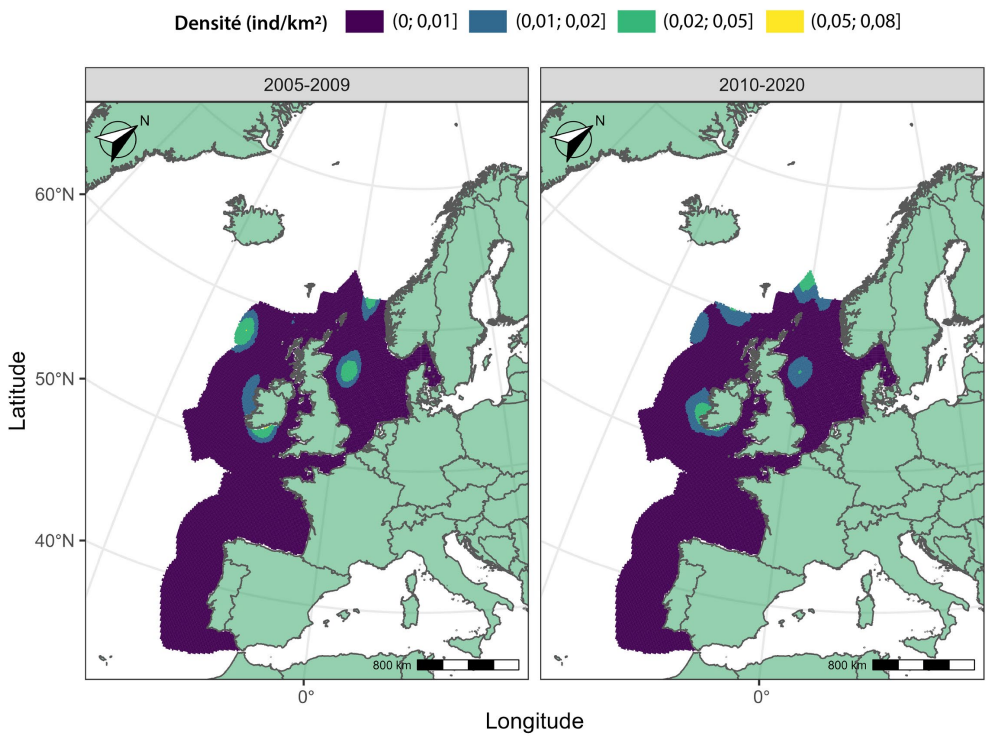
On sait que les dauphins bleus et blancs préfèrent certaines températures d'eau (telles que 21 à 24 °C dans la mer Méditerranée ; Panigada et al., 2008). Dans la zone maritime d'OSPAR, on ne les trouve généralement que dans la partie sud des mers celtiques ainsi que dans le golfe de Gascogne et la côte ibérique, principalement dans les eaux au large du plateau continental (CODA, 2009 ; Laran et al., 2017 ; Hammond et al., 2021 ; **Figure p**).



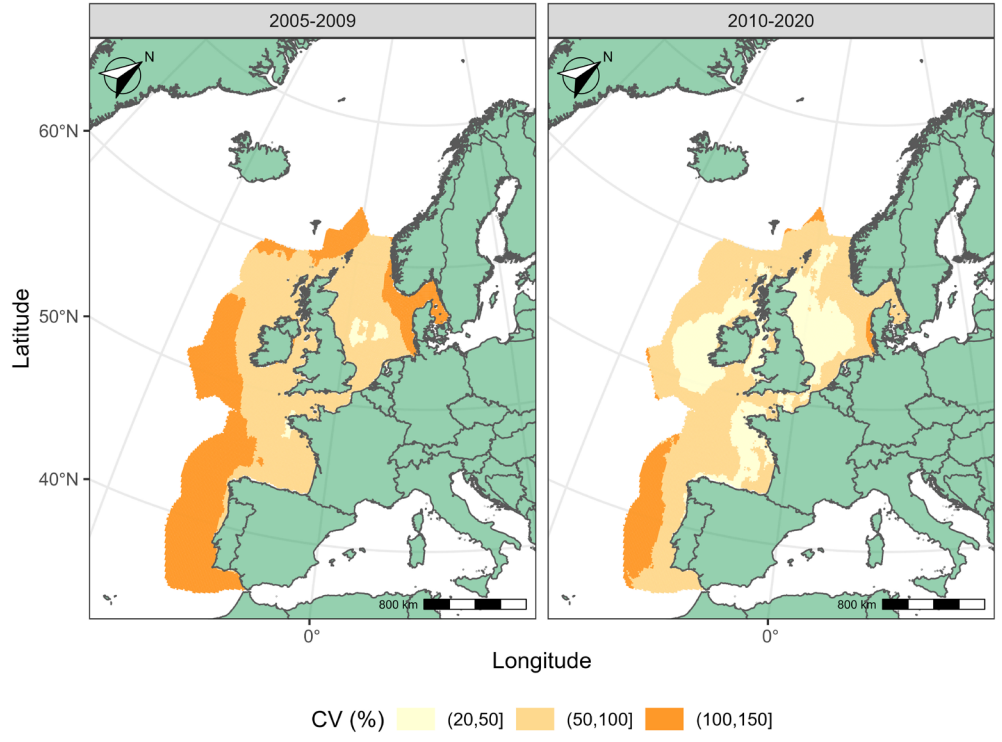
**Figure p** : Observations de dauphins bleus et blancs en 2016.

### Petit rorqual (groupe d'espèces de baleines à fanons)

Les petits rorquals sont présents aussi bien sur le plateau continental de l'Atlantique du Nord-Est qu'à l'extérieur du plateau. La mer du Nord méridionale/centrale et les mers celtiques représentent la limite la plus au sud de leur aire de distribution estivale dans l'Atlantique du Nord-Est (Reid et al., 2003 ; Evans et al., 2003). Certaines données indiquent que l'aire de distribution du petit rorqual s'est déplacée vers le sud entre 1994 et 2005 (Hammond et al., 2013) ; le profil des observations de SCANS-III montre que ce déplacement a continué (Hammond et al., 2021). Les petits rorquals ont rarement été enregistrés dans le golfe de Gascogne et la côte ibérique (**Figure v**).



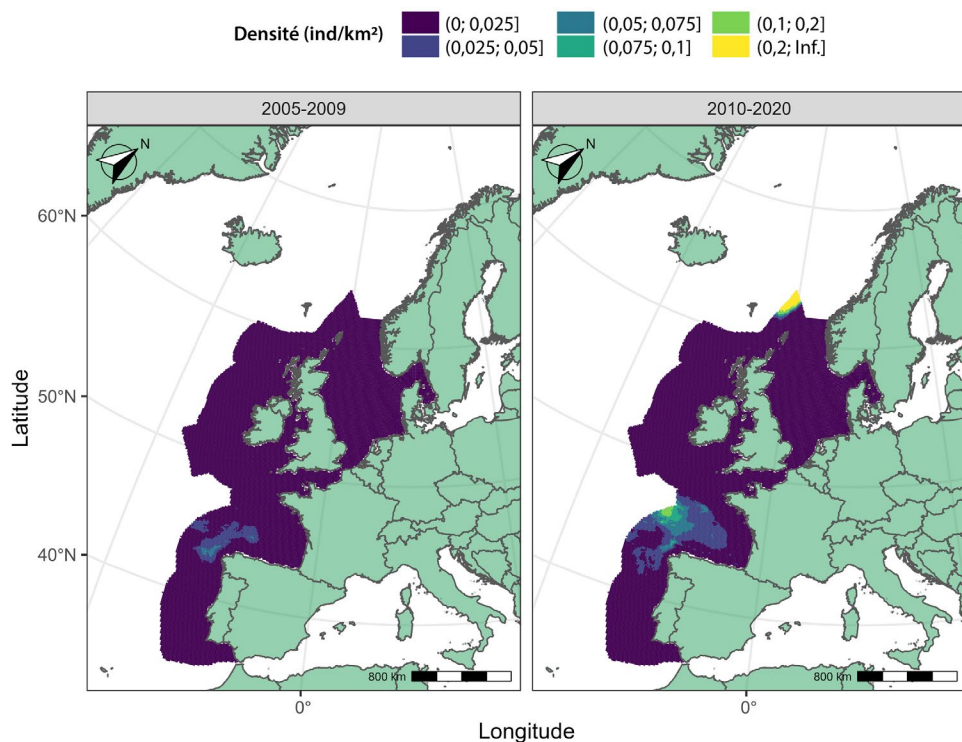
**Figure v : (A)** Carte moyenne de la distribution prédite pour le petit rorqual en juillet entre 2005 et 2020.



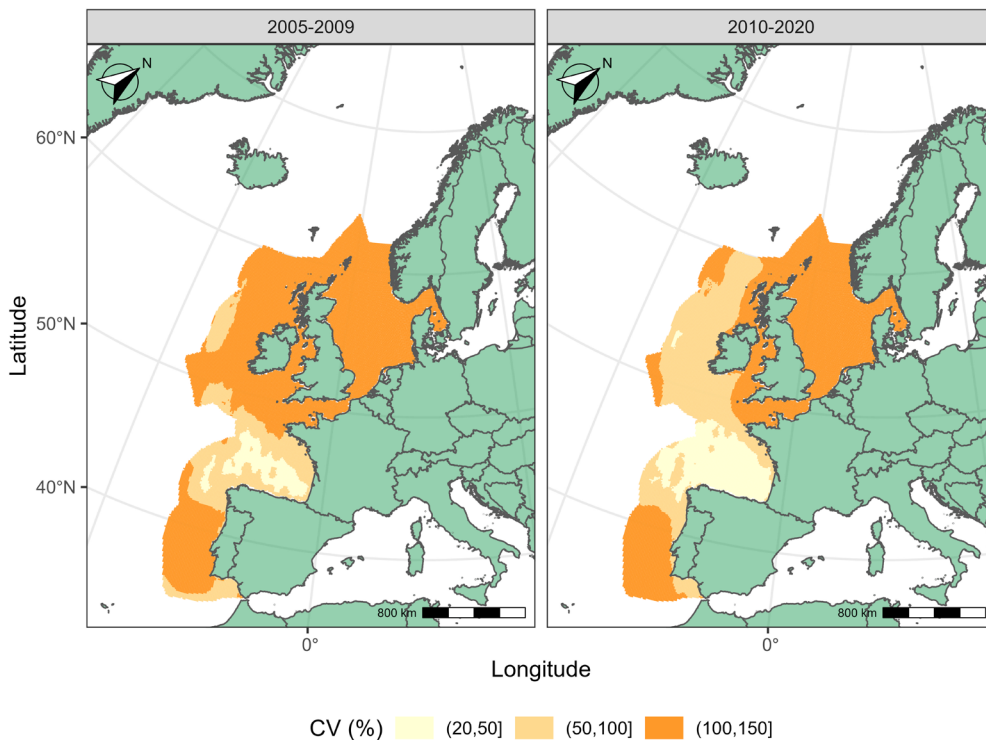
**Figure v : (B)** Carte d'incertitude (coefficient de variation en %) de la distribution prédite pour le petit rorqual en juillet entre 2005 et 2020.

### Rorqual commun (groupe d'espèces de baleines à fanons)

Les rorquals communs vivent surtout dans les eaux plus profondes (200 à 400 m) au-delà du bord du plateau continental (Reid et al., 2003). On les voit rarement dans la mer du Nord au sens large, mais ils sont fréquemment observés dans les mers celtiques ainsi que dans le golfe de Gascogne et la côte ibérique (**Figure w**). García-Barón et al., (2019) ont mis en évidence des densités plus élevées de rorquals communs dans les eaux profondes du golfe de Gascogne, associées à une température modérée de la surface de la mer, à une anomalie positive du niveau de la mer et à une concentration élevée de chlorophylle a. Des données couvrant les 30 dernières années n'indiquent aucun changement dans la distribution (Hammond et al., 2011 ; Lacey et al., 2021).



**Figure w : (A)** Carte moyenne de la distribution prédite pour le rorqual commun en juillet entre 2005 et 2020.



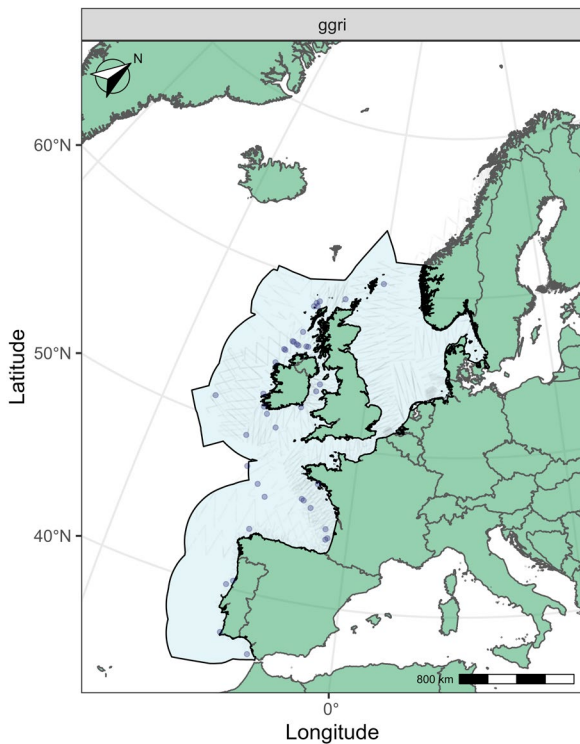
**Figure w : (B)** Carte d'incertitude (coefficient de variation en %) de la distribution prédite pour le rorqual commun en juillet entre 2005 et 2020.

#### **Dauphin de Risso (groupe d'espèces de grands plongeurs)**

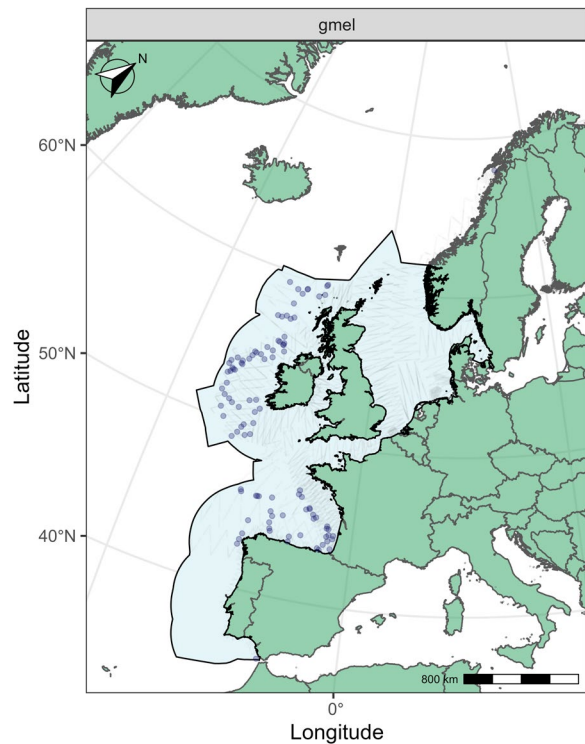
Le dauphin de Risso est une espèce qui plonge à de grandes profondeurs, présente principalement dans les eaux au bord du plateau continental et dans les eaux océaniques adjacentes dans les mers celtiques et le golfe de Gascogne, cependant on l'observe aussi dans les eaux du plateau continental (Laran et al., 2017, Rogan et al., 2018, **Figure x**). On pense qu'il préfère des températures d'eau de 12 °C ou plus (Hartman, 2018).

#### **Globicéphale noir (groupe d'espèces de grands plongeurs)**

Les globicéphales noirs sont de grands plongeurs et ne se trouvent généralement que dans les eaux autour du talus continental et au-delà du plateau. Ils sont présents dans l'ensemble des mers celtiques ainsi que du golfe de Gascogne et de la côte ibérique (**Figure y**). Dans les études SCANS, SCANS-II ou SCANS-III, aucun globicéphale n'a été observé dans la mer du Nord au sens large (Hammond et al., 2002, 2013, 2021). La pente et la distance jusqu'au bord du plateau continental sont des prédictors importants de la présence de cette espèce (Rogan et al., 2017).



**Figure x :** Observations de dauphins de Risso en 2016.



**Figure y :** Observations de globicéphales noirs en 2016.

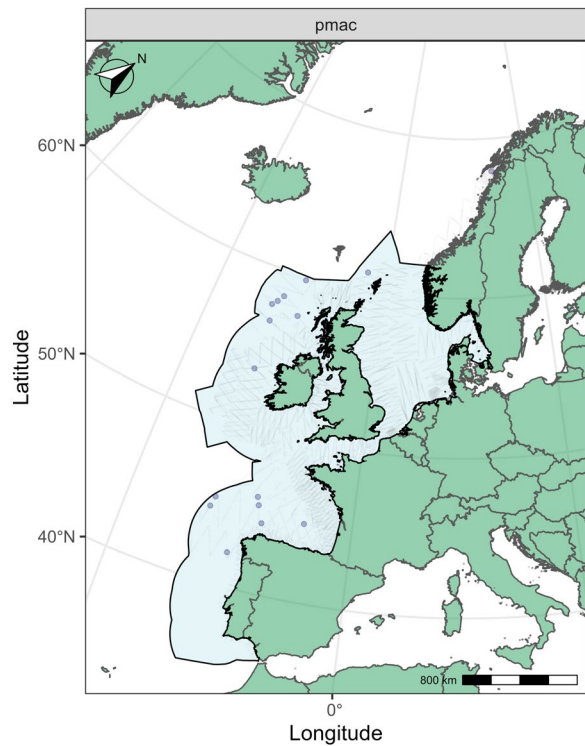
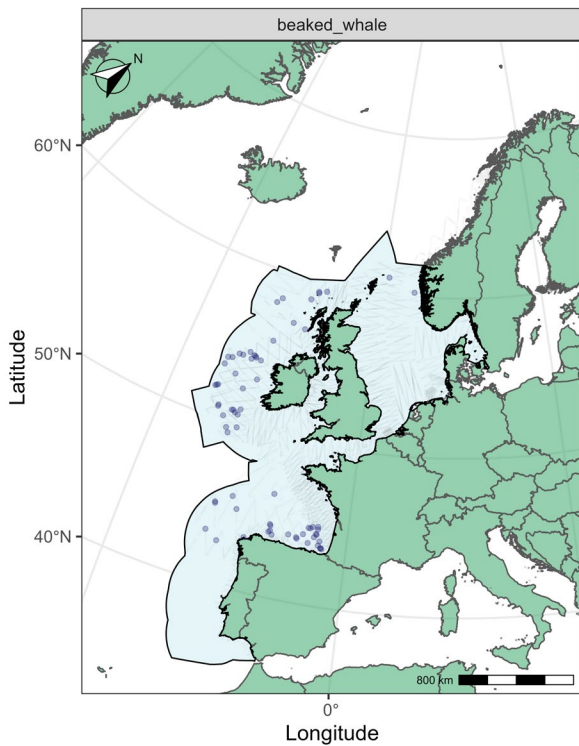
### **Baleines à bec (toutes les espèces) (groupe d'espèces de grands plongeurs)**

Les baleines à bec sont des espèces qui plongent à de grandes profondeurs, que l'on trouve presque exclusivement en eaux profondes. On voit assez peu fréquemment des baleines à bec dans la plus grande partie des mers celtiques ainsi que du golfe de Gascogne et de la côte ibérique (Rogan et al., 2017), et on les observe rarement dans la mer du Nord au sens large. Les grands plongeurs sont observés le plus fréquemment sur le talus continental (Virgili et al. 2019). Les observations de la baleine à bec commune *Hyperoodon ampullatus* et de la baleine à bec de Sowerby *Mesoplodon bidens* ont eu lieu principalement dans la partie nord des mers celtiques, tandis que la baleine à bec de Cuvier a surtout été observée dans la partie sud des mers celtiques et la partie occidentale du golfe de Gascogne et de la côte ibérique (**Figure z**).

### **Cachalot (groupe d'espèces de grands plongeurs)**

Le cachalot est une espèce qui plonge à de grandes profondeurs, que l'on trouve partout dans les eaux profondes des mers celtiques et du golfe de Gascogne et de la côte ibérique, et rarement dans la mer du Nord au sens large, sauf dans le canal Féroé-Shetland entre la mer du Nord au sens large et les mers celtiques (**Figure aa**). Virgili et al. (2019) ont mis en évidence des densités élevées de cachalots en eaux

profondes (>2 000 m) associées à des gradients élevés de température de surface de la mer et à une productivité primaire élevée.



**Figure z** : Observations de baleines à bec en 2016.

**Figure aa** : Observations de cachalots en 2016.

### Abondance

Les études SCANS III et ObSERVE les plus récentes, effectuées au cours de l'été 2016, fournissent les meilleures estimations disponibles de l'abondance des populations de marsouins communs, de dauphins communs, de dauphins bleus et blancs, de dauphins à nez blanc, de dauphins à flancs blancs, de grands dauphins du large, de rorquals communs, de petits rorquals, de dauphins de Risso, de globicéphales noirs, de baleines à bec et de cachalots (**Tableau d**).

**Tableau d :** Estimations de l'abondance des espèces de cétacés dans leurs UE respectives (lorsque celles-ci sont disponibles). Les estimations sont arrondies à la centaine la plus proche. Les estimations sur fond gris clair sont post-stratifiées pour correspondre exactement à l'UE définie. Le CV est défini comme le coefficient de variation de l'abondance et de la densité des animaux

Groupe d'espèces	Espèce	Étude	Plateforme	Année	Saison	Unité d'évaluation	Type d'estimation	Estimation	CV (%)	Évaluation
Petits cétacés à dents	Marsouin commun	SCANS	Navire	1994	Été	Mer du Nord	Basée sur le plan d'étude	289 200	14 %	oui
	Marsouin commun	SCANS-II	Avion + navire	2005	Été	Mer du Nord	Basée sur le plan d'étude	355 400	22 %	
	Marsouin commun	SCANS-III	Avion + navire	2016	Été	Mer du Nord	Basée sur le plan d'étude	345 400	18 %	
	Marsouin commun	SCANS-II	Avion + navire	2005	Été	Mers celtiques et mer d'Irlande	Basée sur le plan d'étude	80 600*	30 %	non
	Marsouin commun	SCANS-III/ObSERVE	Avion + navire	2016	Été	Mers celtiques et mer d'Irlande	Basée sur le plan d'étude	46 800*	14 %	
	Marsouin commun	SCANS-II	Avion + navire	2005	Été	Ouest de l'Écosse/Irlande du Nord	Basée sur le plan d'étude	50 100*	31 %	non
	Marsouin commun	SCANS-III/ObSERVE	Avion + navire	2016	Été	Ouest de l'Écosse/Irlande du Nord	Basée sur le plan d'étude	44 300*	14 %	
	Marsouin commun	SCANS-II	Navire	2005	Été	Péninsule ibérique	Basée sur le plan d'étude	2 900	72 %	non
	Marsouin commun	SCANS-III	Avion	2016	Été	Péninsule ibérique	Basée sur le plan d'étude	2 900	32 %	
	Dauphin commun (sans % non id.)	SCANS-II/CODA	Avion + navire	2005/2007	Été	Une seule UE (couverture partielle)	Basée sur le plan d'étude	468 400	33 %	non
	Dauphin commun (sans % non id.)	SCANS-III/ObSERVE	Avion + navire	2016	Été	Une seule UE (couverture partielle)	Basée sur le plan d'étude	487 100	25 %	
	Dauphin bleu et blanc (sans % non id.)	SCANS-II/CODA	Avion + navire	2005/2007	Été	Une seule UE (couverture partielle)	Basée sur le plan d'étude	234 200	80 %	non
	Dauphin bleu et blanc (sans % non id.)	SCANS-III/ObSERVE	Avion + navire	2016	Été	Une seule UE (couverture partielle)	Basée sur le plan d'étude	455 100	30 %	
	Grand dauphin du large	SCANS-II/CODA	Avion + navire	2005/2007	Été	Une seule UE (couverture partielle)	Basée sur le plan d'étude	56 100	28 %	non
	Grand dauphin du large	SCANS-III/ObSERVE	Avion + navire	2016	Été	Une seule UE (couverture partielle)	Basée sur le plan d'étude	120 500	17 %	
Dauphin à nez blanc	SCANS-II	Avion + navire	2005	Été	Une seule UE	Basée sur le plan d'étude	37 700	36 %	non	

	Dauphin à nez blanc	SCANS-III	Avion + navire	2016	Été	Une seule UE	Basée sur le plan d'étude	39 500	29 %	
	Dauphin à flancs blancs	SCANS-III/ObSERVE	Avion + navire	2016	Été	Une seule UE	Basée sur le plan d'étude	17 400	26 %	non
<b>Baleines à fanons</b>	Petit rorqual	SCANS-II/CODA	Avion + navire	2005/2007	Été	Une seule UE	Basée sur le plan d'étude	22 000	37 %	non
	Petit rorqual	SCANS-III/ObSERVE	Avion + navire	2016	Été	Une seule UE	Basée sur le plan d'étude	21 300	27 %	
	Rorqual commun	SCANS-III/ObSERVE	Avion + navire	2016	Été	EI + F	Basée sur le plan d'étude	900*	47 %	non
	Rorqual commun	SCANS-III/ObSERVE	Avion + navire	2016	Été	NW	Basée sur le plan d'étude	0*	0 %	non
	Rorqual commun	SCANS-III/ObSERVE	Avion + navire	2016	Été	Sp (couverture partielle)	Basée sur le plan d'étude	25 700*	14 %	non
<b>Grands plongeurs</b>	Dauphin de Risso	SCANS-III/ObSERVE	Avion + navire	2016	Été	Pas d'UE spécifiée	Basée sur le plan d'étude	16 200	38 %	non
	Globicéphale	SCANS-II/CODA	Avion + navire	2005/2007	Été	Pas d'UE spécifiée	Basée sur le plan d'étude	123 700	35 %	non
	Globicéphale	SCANS-III/ObSERVE	Avion + navire	2016	Été	Pas d'UE spécifiée	Basée sur le plan d'étude	36 100	28 %	
	Baleines à bec (toutes les espèces)	SCANS-II/CODA	Avion + navire	2005/2007	Été	Pas d'UE spécifiée	Basée sur le plan d'étude	12 900	31 %	non
	Baleines à bec (toutes les espèces)	SCANS-III/ObSERVE	Avion + navire	2016	Été	Pas d'UE spécifiée	Basée sur le plan d'étude	9 900	34 %	
	Cachalot	SCANS-III	Avion + navire	2016	Été	Pas d'UE spécifiée	Basée sur le plan d'étude	17 300	40 %	non

\*Chiffre arrondi aux centaines les plus proches

Estimation post-stratifiée pour correspondre exactement à l'UE définie

*(A noter : 'L'estimation' et le 'CV %' pour le grand dauphin du large (SCANS-II / CODA) et le dauphin à nez blanc (SCANS-III / ObSERVE) ; le 'CV %' pour le dauphin à flancs blancs ; et 'l'estimation' pour le petit rorqual (SCANS-III / CODA) ont été amendés à la suite de la publication du rapport SCANS-IV, septembre 2023).*



### **Marsouin commun (groupe d'espèces de petits cétacés à dents)**

L'évaluation de l'indicateur pour cette espèce de petit cétacé à dents n'a été possible que pour l'UE de la mer du Nord (**Figure c**), dans laquelle trois relevés ont été effectués. Les estimations de l'abondance basées sur le plan d'étude indiquent une légère augmentation entre 1994 et 2016 (**Tableau d**), cependant la tendance n'est pas significative quand on utilise la méthode robuste d'estimation de la tendance sur de courtes séries chronologiques (Authier et al., 2020). Le changement annuel estimé (en %) est de 0,00 (valeur  $p = 0,93$ ), une valeur supérieure au seuil de -1,6 % ; le seuil a été atteint, et aucun déclin de l'abondance n'a été mis en évidence pour le marsouin commun dans l'UE de la mer du Nord.

Seulement deux estimations de l'abondance étaient disponibles concernant l'UE pour l'Ouest de l'Écosse et l'Irlande ; l'abondance a légèrement diminué entre 2005 et 2016 (**Tableau d**), cependant aucune tendance n'a été calculée et la signification statistique n'a pas été évaluée. La diminution observée entre 2005 et 2016 est faible, surtout comparativement au coefficient de variation important de l'estimation de 2005 (**Tableau d**). Les preuves solides fournies par les estimations basées sur le plan d'étude permettent donc à l'évaluation qualitative de conclure qu'il n'y a pas eu de déclin de l'abondance du marsouin commun dans l'UE pour l'Ouest de l'Écosse et l'Irlande.

Seulement deux estimations de l'abondance étaient disponibles concernant l'UE pour les mers celtiques et la mer d'Irlande ; l'abondance a diminué entre 2005 et 2016 (**Tableau d**), cependant aucune tendance n'a été calculée et la signification statistique n'a pas été évaluée. La diminution observée entre 2005 et 2016 est importante, soit environ 40 % (**Tableau d**). Les preuves solides fournies par les estimations basées sur le plan d'étude permettent donc à l'évaluation qualitative de conclure qu'il y a eu un déclin de l'abondance du marsouin commun dans l'UE pour les mers celtiques et la mer d'Irlande. Aucune évaluation quantitative par rapport au seuil n'a été effectuée, car aucune tendance n'a été estimée sur la base de deux estimations seulement. Cette diminution pourrait s'expliquer par des captures accessoires excessives ([Capture accessoire des mammifères marins \(marsouin commun ; dauphin commun, phoque gris\)](#)).

Seulement deux estimations de l'abondance étaient disponibles concernant l'UE pour la péninsule ibérique ; on n'a vu aucun changement de l'abondance entre 2005 et 2016 (**Tableau d**). Le coefficient de variation de l'estimation de 2005 est toutefois assez important et pourrait masquer une augmentation ou une diminution. Les preuves fournies par les estimations basées sur le plan d'étude permettent donc à l'évaluation qualitative de conclure qu'il y a eu un déclin de l'abondance du marsouin commun dans l'UE pour la péninsule ibérique.

### **Dauphin commun à bec court (groupe d'espèces de petits cétacés à dents)**

Une seule UE a été définie pour cette espèce dans la zone maritime d'OSPAR (**Figure f**). L'estimation de l'abondance en 2016 est similaire à l'estimation révisée de 2005-2007 (**Tableau d**). Les preuves solides fournies par les estimations basées sur le plan d'étude permettent donc à l'évaluation qualitative de conclure qu'il n'y a pas eu de déclin de l'abondance du dauphin commun dans l'UE pour l'Atlantique du Nord-Est. Aucune évaluation quantitative par rapport au seuil n'a été effectuée, car aucune tendance n'a été estimée sur la base de deux estimations seulement.

### **Dauphin à nez blanc (groupe d'espèces de petits cétacés à dents)**

Une seule UE a été définie pour cette espèce dans la zone maritime d'OSPAR (**Figure g**). L'estimation de l'abondance en 2016 est similaire à l'estimation de 2005-2007 (**Tableau d**). Une estimation est disponible

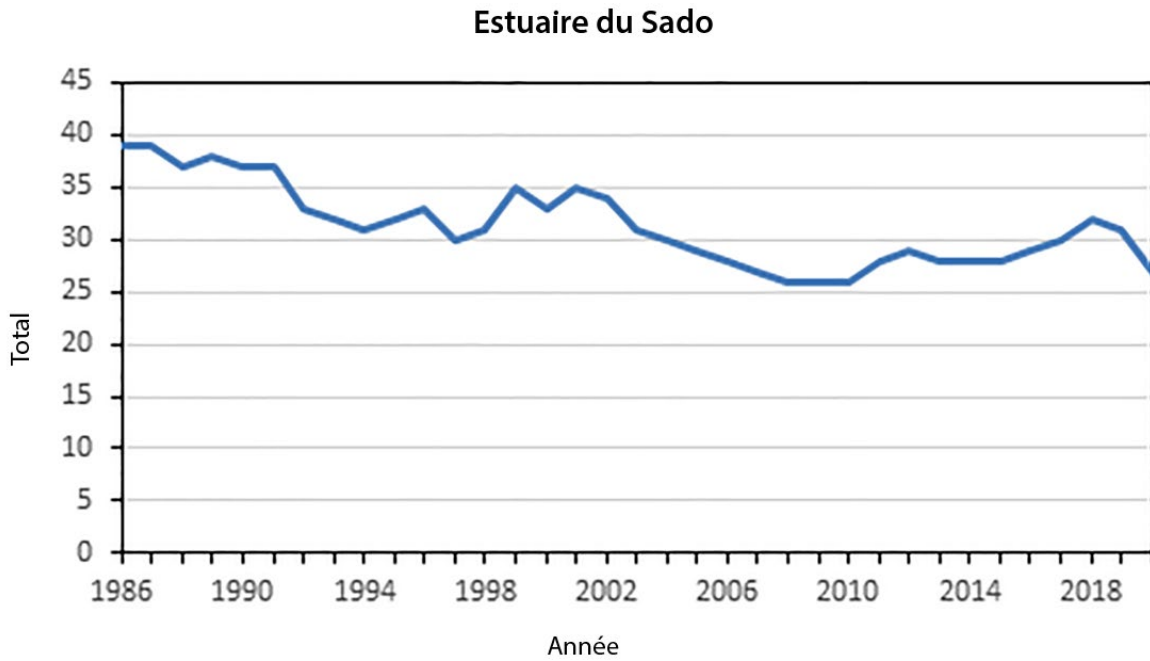
pour 1994, mais elle ne couvre qu'une fraction de l'UE. Les preuves solides fournies par les estimations basées sur le plan d'étude permettent donc à l'évaluation qualitative de conclure qu'il n'y a pas eu de déclin de l'abondance du dauphin à nez blanc dans l'UE. Aucune évaluation quantitative par rapport au seuil n'a été effectuée, car aucune tendance n'a été estimée sur la base de deux estimations seulement.

#### **Dauphin à flancs blancs (groupe d'espèces de petits cétacés à dents)**

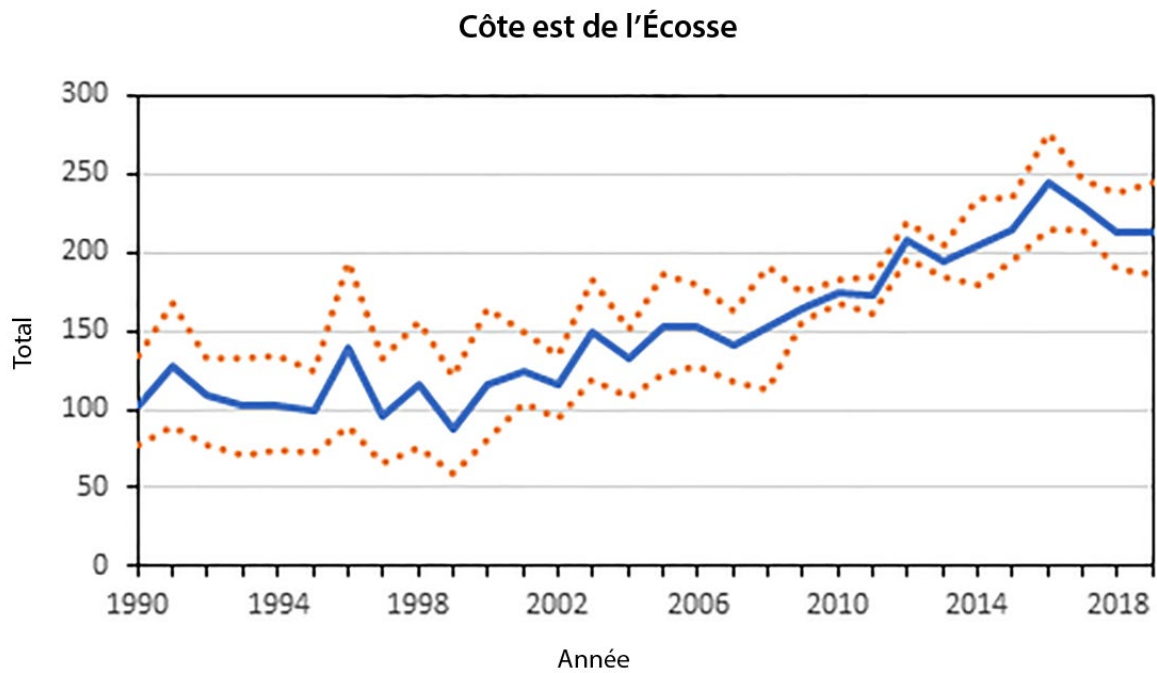
Une seule UE a été définie pour cette espèce dans la zone maritime d'OSPAR (**Figure g**). L'estimation de l'abondance en 2016 est la première estimation disponible à l'échelle de l'UE (**Tableau d**). Aucune évaluation, que ce soit qualitative ou quantitative, ne peut être réalisée sur la base d'une seule estimation.

#### **Grand dauphin côtier (groupe d'espèces de petits cétacés à dents)**

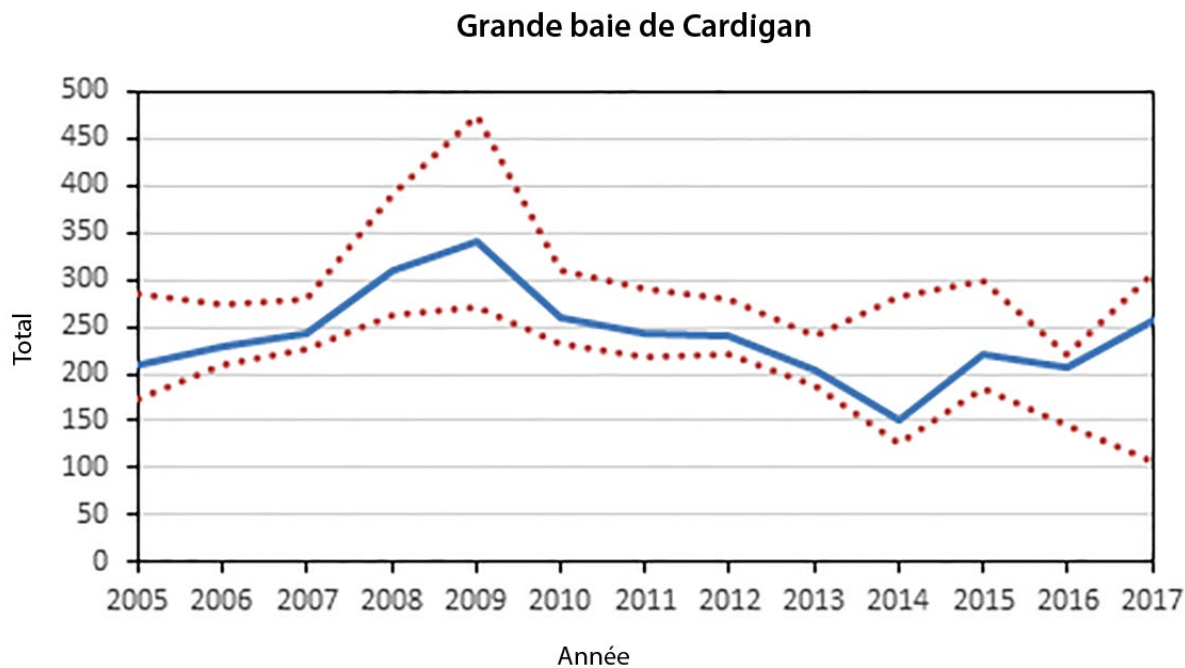
Onze UE ont été définies pour le grand dauphin côtier dans la zone maritime d'OSPAR (**Figure d**). L'effectif total de la population de grands dauphins côtiers, dans les régions de la mer du Nord au sens large, des mers celtiques et du Golfe de Gascogne et de la côte ibérique, se situe entre 3 000 et 4 000 animaux. Peu d'endroits dans les UE définies pour cette espèce ont fait l'objet d'une surveillance annuelle. L'évaluation la plus approfondie a été réalisée sur la population de l'estuaire du Sado dans l'UE des côtes du Portugal (**Figure q** depuis 1986). Cette évaluation indique qu'avec un déclin de 30 % par rapport au niveau de référence défini comme le niveau au début de la série chronologique, le seuil a été dépassé. La population est toutefois restée stable au cours des dix dernières années. Les estimations annuelles par marquage-recapture concernant les populations de la côte est de l'Écosse depuis 1990 (**Figure r**) indiquent que la population est stable, et présente peut-être des signes d'augmentation et d'expansion de son aire de distribution (Cheney et al., 2018). Les estimations des populations de la grande baie de Cardigan dans l'UE de la mer d'Irlande et des côtes du pays de Galles (**Figure s** depuis 2002), de l'estuaire du Shannon dans l'UE des côtes d'Irlande (**Figure t** depuis 1997), et du golfe de Saint-Malo, y compris les îles anglo-normandes (**Figure u** depuis 2010), ainsi que de deux populations plus petites, correspondant à l'île de Sein (depuis 1992) et à l'archipel de Molène (depuis 1999) dans l'UE des côtes de Normandie et de Bretagne, indiquent que celles-ci sont largement stables. Cependant, aucune évaluation quantitative par rapport au seuil n'a été effectuée, car aucune tendance n'a été estimée pour des endroits situés dans d'autres UE, en raison d'un manque d'estimations de l'abondance. Un résumé des données disponibles et des tendances des populations est présenté dans le **Tableau e**.



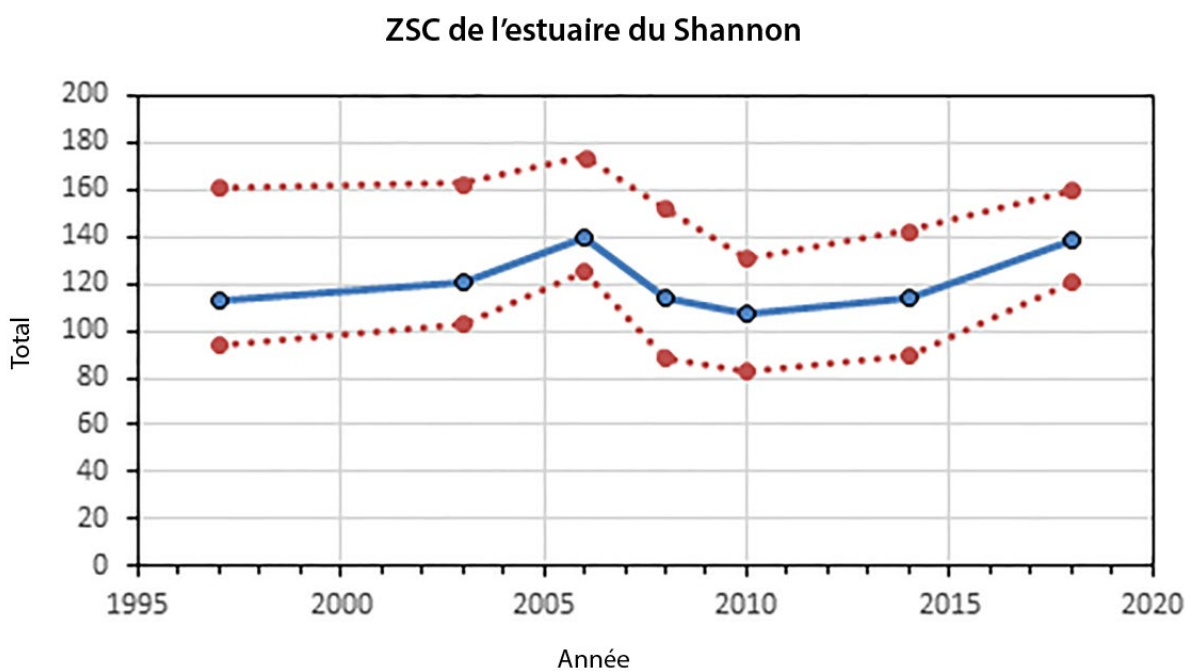
**Figure q :** Estimations de l'abondance des grands dauphins (nombre d'individus) dans l'estuaire du Sado.



**Figure r :** Estimations de l'abondance des grands dauphins (nombre d'individus) dans l'UE de la côte est de l'Écosse. Les lignes en pointillés indiquent l'intervalle HPDI (*Highest Posterior Density Interval*) à 95 %.

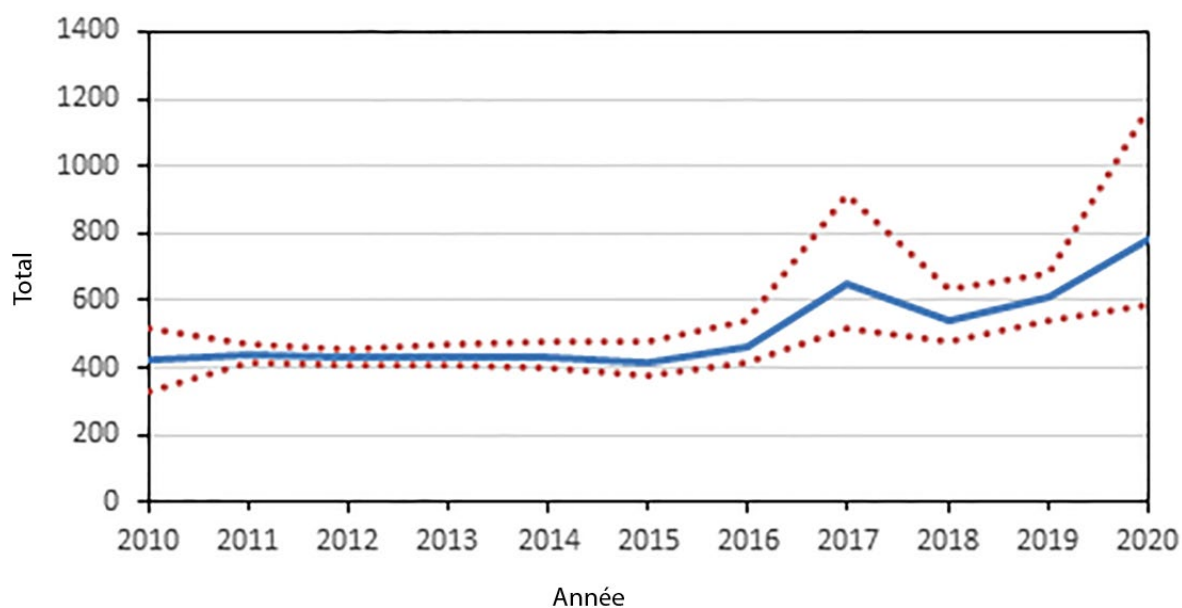


**Figure s :** Estimations de l'abondance des grands dauphins (nombre d'individus) dans la grande baie de Cardigan. Les lignes en pointillés indiquent les intervalles de confiance à 95 %.



**Figure t :** Estimations de l'abondance des grands dauphins (nombre d'individus) dans la zone spéciale de conservation de l'estuaire du Shannon. Les lignes en pointillés indiquent les intervalles de confiance à 95 %.

### Golfe Normano-Breton



**Figure u :** Estimations de l'abondance des grands dauphins (nombre d'individus) dans le golfe Normano-Breton. Les lignes en pointillés indiquent les intervalles de confiance à 95 %.

**Tableau e :** Récapitulatif de la disponibilité des données et de l'évaluation des tendances pour le grand dauphin côtier, par UE.

Unité d'évaluation	Qualité des séries chronologiques		Tendance de la population
	≥ 10 ans	≥ 4 estimations de l'abondance	
Côtes ouest de l'Écosse et Hébrides	Non	Non	Pas d'évaluation
Côtes est de l'Écosse	Oui	Oui	Augmentation
Mer d'Irlande et côtes du Pays de Galles	Oui	Oui	Stable
Côtes ouest de l'Irlande	Oui	Oui	Stable
Côtes ouest de la Manche	Non	Non	Pas d'évaluation

Côtes de Normandie et de Bretagne	Non	Oui	Indicative : stable
Nord de l'Espagne	Non	Non	Pas d'évaluation
Rias du sud de la Galice (Espagne)	Non	Non	Pas d'évaluation
Côtes du Portugal	Non	Non	Pas d'évaluation
Côtes du Portugal (estuaire du Sado)	Oui	Oui	Déclin
Golfe de Cadix	Non	Non	Pas d'évaluation

#### **Grand dauphin du large (groupe d'espèces de petits cétacés à dents)**

Une seule UE a été définie pour cette espèce dans la zone maritime d'OSPAR (**Figure e**). L'UE de l'Atlantique du Nord-Est n'a été que partiellement couverte, l'estimation de l'abondance pour cette zone en 2016 est supérieure à l'estimation de 2005/2007 (**Tableau d**). Cette augmentation dépasse les taux de croissance naturels pour une population fermée, et elle est probablement due à une immigration en provenance des eaux atlantiques à l'extérieur de la zone étudiée. Aucune évaluation quantitative par rapport au seuil n'a été effectuée, car aucune tendance n'a été estimée sur la base de deux estimations seulement.

#### **Dauphin bleu et blanc (groupe d'espèces de petits cétacés à dents)**

Il n'y a pas d'UE définie pour cette espèce. L'estimation de l'abondance en 2016 est supérieure à l'estimation révisée de 2005-2007 (**Tableau d**). Le coefficient de variation associé à celle-ci est important. Les preuves fournies par les estimations basées sur le plan d'étude permettent donc à l'évaluation qualitative de conclure qu'il n'y a pas eu de déclin de l'abondance du dauphin bleu et blanc dans l'UE pour l'Atlantique du Nord-Est. Aucune évaluation quantitative par rapport au seuil n'a été effectuée, car il n'y a pas d'UE définie et aucune tendance n'a été estimée sur la base de deux estimations seulement.

#### **Petit rorqual (groupe d'espèces de baleines à fanons)**

Une seule UE a été définie pour cette espèce dans la zone maritime d'OSPAR (**Figure f**). L'estimation de l'abondance en 2016 est similaire à l'estimation de 2005-2007 (**Tableau d**). Les preuves solides fournies par les estimations basées sur le plan d'étude permettent donc à l'évaluation qualitative de conclure qu'il n'y a pas eu de déclin de l'abondance du petit rorqual dans l'UE pour l'Atlantique du Nord-Est. Aucune

évaluation quantitative par rapport au seuil n'a été effectuée, car aucune tendance n'a été estimée sur la base de deux estimations seulement.

#### **Rorqual commun (groupe d'espèces de baleines à fanons)**

Trois UE ont été définies par la Commission baleinière internationale pour cette espèce dans la zone maritime d'OSPAR (**Figure h**). L'estimation de l'abondance en 2016 pour chaque UE est présentée dans le **Tableau d**. L'UE couvrant la sous-région de la mer du Nord au sens large est celle qui a été couverte par toutes les études SCANS, mais il n'y a eu aucune observation de rorquals communs. La grande majorité des observations de rorquals communs ont eu lieu dans l'UE la plus au sud (UE 'Sp', **Figure h**). En 2007, de nombreuses observations de rorquals communs ont également eu lieu dans cette UE, ainsi que des observations de grandes baleines non identifiées (Hammond et al., 2021). À l'échelle de l'Atlantique du Nord-Est, et en tenant compte des grandes baleines non identifiées (en supposant qu'elles correspondent à des rorquals communs), aucun changement de l'abondance entre 2007 et 2016 n'est mis en évidence (Hammond et al., 2021).

#### **Dauphin de Risso (groupe d'espèces de grands plongeurs)**

Il n'y a pas d'UE définie pour cette espèce. L'estimation de l'abondance en 2016 est présentée dans le **Tableau d**. En l'absence d'UE définie, et avec une seule estimation, aucune évaluation, que ce soit qualitative ou quantitative, n'est possible.

#### **Globicéphale noir (groupe d'espèces de grands plongeurs)**

Il n'y a pas d'UE définie pour cette espèce. Les estimations de l'abondance en 2005/2007 et en 2016 sont présentées dans le **Tableau d** ; cette dernière est largement inférieure à la première et pourrait être due à des mouvements de populations à travers l'Atlantique Nord au sens large. Toutefois, en l'absence d'UE définie, aucune évaluation, que ce soit qualitative ou quantitative, n'est possible.

#### **Baleines à bec (toutes les espèces ; groupe d'espèces de grands plongeurs)**

Il n'y a pas d'UE définie pour cette espèce. Les estimations de l'abondance en 2005-2007 et en 2016 sont similaires (**Tableau d**), cette dernière étant légèrement inférieure à la première. Le coefficient de variation associé aux deux estimations est comparable, et produit un chevauchement important une fois que l'on tient compte de l'incertitude. En l'absence d'UE définie, aucune évaluation, que ce soit qualitative ou quantitative, n'est possible.

#### **Cachalot (groupe d'espèces de grands plongeurs)**

Il n'y a pas d'UE définie pour cette espèce. L'estimation de l'abondance en 2016 est présentée dans le **Tableau d**. En l'absence d'UE définie, et avec une seule estimation, aucune évaluation, que ce soit qualitative ou quantitative, n'est possible.

## Conclusion

Les cétacés sont largement répandus dans divers habitats et sont généralement abondants dans toute la zone maritime d'OSPAR. Pour la plupart des espèces, il existe moins de deux estimations comparables de l'abondance et il n'est pas possible de réaliser une évaluation robuste des tendances. Dans le cas du marsouin commun dans l'UE de la mer du Nord au sens large, quand on examine les séries chronologiques plus longues d'estimations, on ne voit aucun changement de l'abondance depuis 1994. Dans cette même UE, la distribution du marsouin commun s'est nettement déplacée vers le sud entre 1994 et 2005, et ce déplacement s'est maintenu en 2016. On a encore besoin d'études à grande échelle, l'idéal serait qu'elles soient réalisées plus fréquemment que celles qu'on a vues jusqu'ici, et en synchronisation avec le prochain cycle d'évaluation, pour augmenter la taille des échantillons et la puissance de détection des tendances pour d'autres espèces que le marsouin commun dans la mer du Nord au sens large.

La plupart des populations de grands dauphins côtiers dans les zones évaluées sont relativement petites. Dans de nombreuses zones côtières de l'Atlantique du Nord-Est, les populations ont décliné ou disparu au cours des 19<sup>ème</sup> et 20<sup>ème</sup> siècles. Lorsqu'il est possible d'évaluer les tendances, les populations qui restent présentent un faible changement à long terme, à l'exception de la population en déclin dans l'estuaire du Sado au Portugal.

## Conclusion (version étendue)

Dans la sous-région de la mer du Nord au sens large, plus de deux estimations de l'abondance sont disponibles seulement pour le marsouin commun, le dauphin à nez blanc et le petit rorqual, mais rien n'indique que les effectifs ont diminué (ou augmenté) depuis 1994. Cependant, ce n'est que pour le marsouin commun que cette sous-région correspond à l'UE d'une espèce. Pour toutes les autres UE du marsouin commun et pour toutes les autres espèces de cétacés (à l'exclusion des grands dauphins côtiers), aucune évaluation quantitative n'a pu être réalisée, soit parce qu'il n'y avait pas assez d'estimations de l'abondance, soit parce qu'il n'y avait pas d'UE définie. Compte tenu du nombre limité d'estimations dans les séries chronologiques et de la précision des estimations, la puissance de détection des tendances est faible.

Des évaluations qualitatives ont néanmoins été fournies, dans la mesure du possible et avec des réserves. Les données disponibles suggèrent qu'il pourrait y avoir un déclin de l'abondance des marsouins communs dans l'UE pour les mers celtiques et la mer d'Irlande ; si tel est le cas, ce déclin aurait lieu à un taux annuel d'environ -7 %, une valeur supérieure au seuil de -1,6 % pour cette espèce (**Tableau b**). Ce déclin pourrait être lié à un nombre excessif de captures accessoires ([Capture accessoire des mammifères marins \(marsouin commun ; dauphin commun, phoque gris\)](#)). Aucun changement de l'abondance n'a été mis en évidence pour les marsouins communs dans l'UE pour l'Ouest de l'Écosse et l'Irlande ou pour les sous-

espèces présentes dans l'UE de la péninsule ibérique. Pour de nombreuses espèces pour lesquelles des UE ont été définies (dauphin commun à bec court, dauphin à nez blanc, petits rorquals, rorquals communs), les données disponibles n'ont apporté aucune indication d'un changement de l'abondance. Dans le cas des grands dauphins du large, les données disponibles semblent indiquer une forte augmentation de l'abondance entre 2005/2007 et 2016 ; les causes d'une augmentation aussi importante sont inconnues, mais il doit y avoir une immigration, car l'augmentation dépasse les taux de croissance naturels plausibles pour une population fermée. En ce qui concerne les espèces sans UE définie, l'abondance des globicéphales noirs a diminué dans la zone maritime d'OSPAR étudiée ; cette diminution pourrait être due à une émigration à l'extérieur de cette zone, peut-être en raison d'une variation spatiale de la disponibilité des proies (Hammond et al., 2021).

Le nombre de grands dauphins occupant les eaux côtières d'Europe occidentale est actuellement estimé entre 3 000 et 4 000 individus. Dans les unités d'évaluation pour lesquelles il existe suffisamment de données, les tendances estimées indiquent peu de changement, à l'exception de la population de l'estuaire du Sado dans l'UE des côtes du Portugal, qui continue de diminuer. Plusieurs estuaires et baies fermées où des populations de grands dauphins ont vécu dans le passé n'abritent plus cette espèce. Certaines de ces pertes ont eu lieu il y a plus d'un siècle, tandis que d'autres sont plus récentes. Les grands dauphins côtiers ont disparu de la mer du Nord méridionale vers la fin des années 1960.

Certaines populations locales comprennent 200 à 400 individus, alors que d'autres en comptent moins de 50. La population de l'estuaire du Sado est particulièrement vulnérable à une extinction locale, en raison de sa petite taille et de son déclin constant.

### **Déclarations de confiance**

L'évaluation s'appuie sur des données concernant l'abondance des mammifères marins dont la couverture spatiale et l'étendue temporelle sont généralement suffisantes pour la zone évaluée. Il reste des lacunes importantes dans la couverture, ce qui se traduit par une faible disponibilité des données pour les zones situées au large et pour la saison hivernale en particulier. Pour ces raisons, la disponibilité des données est faible à modérée.

La disponibilité des données pour les grands dauphins côtiers est faible à modérée. Les données sur l'abondance sont disponibles pour un nombre limité de populations côtières, et pour une période limitée.

Un niveau de confiance modéré/bas est associé à la méthodologie utilisée dans la présente évaluation. Il existe un consensus au sein de la communauté scientifique concernant cette méthodologie. Toutefois, comme la méthode a été élaborée spécialement pour la présente évaluation et n'a pas été plus largement utilisée, le niveau est jugé modéré/bas.

### **Lacunes dans les connaissances**

On dispose de peu de données historiques sur l'abondance et la distribution des cétacés. Pour la plupart des espèces, moins de trois estimations de l'abondance sont disponibles à l'échelle des UE. Une seule

espèce ayant une vaste aire de distribution a fait l'objet d'une évaluation quantitative, et ce dans une seule UE. À ce jour, les études à grande échelle ont été entreprises en été, ce qui a apporté peu d'informations saisonnières à l'échelle des UE.

La collation et la mise à jour régulière des données issues d'autres études à grande échelle, ainsi que leur analyse minutieuse à l'aide de modèles robustes, aideront à combler les lacunes dans les connaissances à l'avenir.

Plus de la moitié des UE définies pour les grands dauphins côtiers n'ont pas pu faire l'objet d'évaluations quantitatives, en raison d'un nombre insuffisant d'estimations de l'abondance.

## Lacunes dans les connaissances (version étendue)

### Séries chronologiques d'informations pour évaluer l'état

De nombreuses populations de cétacés couvrent des zones très étendues et, même si certaines espèces sont très abondantes, ces vastes aires de distribution signifient que les densités sont généralement très faibles. De plus, tous les cétacés passent la grande majorité de leur vie sous l'eau et sont donc difficiles à observer. Les études visant à obtenir des informations fiables à grande échelle sont à la fois difficiles sur le plan logistique et coûteuses à entreprendre et, par conséquent, il y en a eu peu dans la région. Les études à grande échelle couvrant une grande proportion des eaux de l'Atlantique du Nord-Est n'ont été organisées que quatre fois, à savoir : SCANS en 1994, en 2005 et en 2016 ; CODA en 2007 ; une quatrième étude SCANS est actuellement envisagée pour l'été 2022. Bien qu'il y ait eu d'autres relevés aériens systématiques, très utiles et plus fréquents, qui ont produit des informations fiables pour le sud et le centre de la mer du Nord (Gilles et al., 2016 ; Nachtsheim et al., 2021), en général, la série chronologique des études coordonnées spécialement conçues pour les cétacés est encore trop courte pour permettre d'évaluer l'état par rapport aux indicateurs d'abondance et de distribution. L'option privilégiée serait d'établir un cadre européen à l'échelle de l'Atlantique, pour déterminer l'abondance et les tendances des populations de cétacés, afin de fournir un mécanisme pour l'utilisation des données disponibles pertinentes et des données issues de travaux récemment commandés.

Pour des espèces telles que les épaulards, dont la distribution et l'abondance présentent des caractéristiques à petite échelle, des études supplémentaires sont nécessaires pour estimer l'abondance en utilisant, par exemple, des méthodes de capture-recapture avec photo-identification (Jourdain et al., 2019).

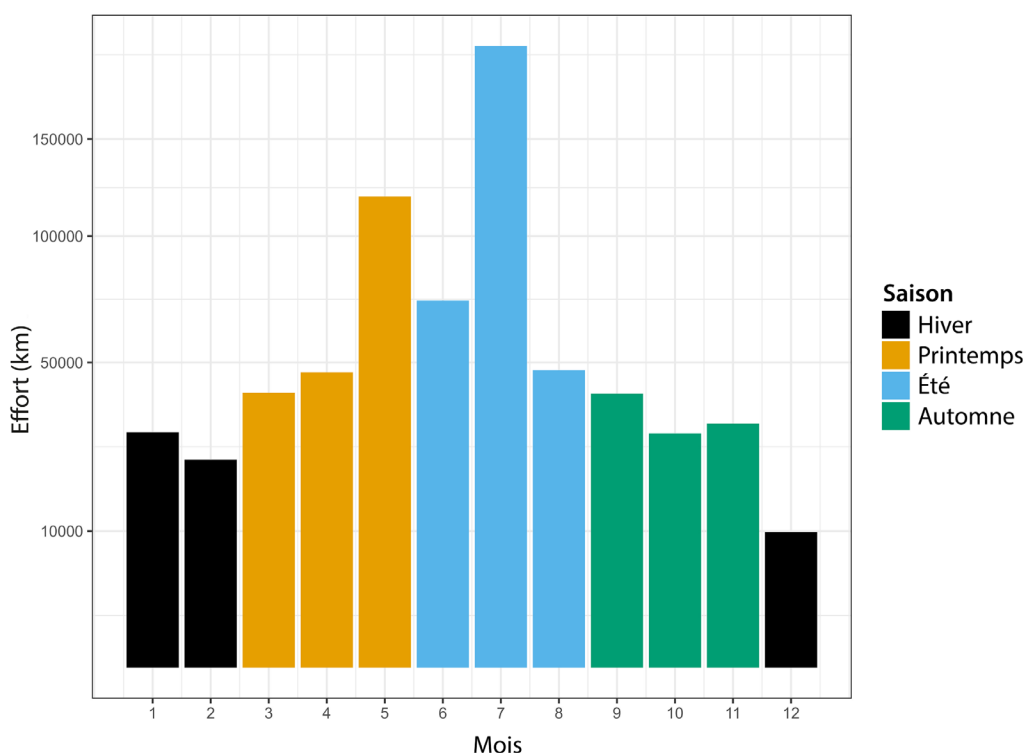
Pour les espèces du large qui sont présentes en dehors de la mer du Nord au sens large, des mers celtiques, du golfe de Gascogne et de la côte ibérique, il est souhaitable de travailler en coordination avec d'autres programmes d'études, tels que les études d'observation dans l'Atlantique Nord [*North Atlantic Sighting Surveys* (NASS)], qui sont effectuées tous les six ans dans les eaux centrales de l'Atlantique Nord, et les études norvégiennes indépendantes par transect linéaire « en mosaïque » [*Norwegian Independent Line Transect Surveys* (NILS)], qui couvrent l'Atlantique du Nord-Est.

Une autre option consiste à poursuivre une approche coordonnée pour collationner et normaliser les données d'observation des cétacés liées à l'effort dans l'ensemble de la zone maritime d'OSPAR. Cette approche est actuellement suivie par le *Joint Cetacean Data Protocol* (JCDP) ; <https://jncc.gov.uk/our->

[work/joint-cetacean-data-programme/](https://www.ospar.org/Work/joint-cetacean-data-programme/)), dont les objectifs sont (i) de créer une plate-forme internationale pour héberger des ensembles de données d'études sur les cétacés de l'Atlantique du Nord-Est et (ii) d'élaborer une norme de données. Le JCDP vise à rationaliser le processus d'accès aux données d'études sur les cétacés et d'utilisation de ces données pour un large éventail d'applications, et son lancement en 2022 facilitera les futurs appels à données.

### Manque d'informations saisonnières à une échelle suffisamment grande

Pour des raisons logistiques, les études à grande échelle telles que SCANS ont été réalisées en été. On manque donc d'informations sur les changements saisonniers à grande échelle dans la distribution. Toutefois, des informations sur la variation saisonnière de la distribution et de l'abondance, à une échelle spatiale plus petite, sont disponibles à partir de certains programmes d'études nationaux (par exemple des programmes de la Belgique, du Danemark, de la France, de l'Irlande, des Pays-Bas, de l'Allemagne). Dans certains cas, ces études sont coordonnées. Pour obtenir de meilleures informations sur la variation saisonnière de la distribution et de l'abondance, il faut envisager une extension à des zones plus vastes et une meilleure coordination des études à plus petite échelle dans le temps et dans l'espace. L'initiative du *Joint Cetacean Data Protocol* pourrait également être très utile à cet égard. Les données collectées par l'OMMEG illustrent clairement ce déséquilibre saisonnier dans l'échantillonnage (**Figure ab**).



**Figure ab :** Déséquilibre saisonnier dans les relevés par transect linéaire des cétacés dans la zone maritime d'OSPAR.

Les informations sur la distribution et l'abondance historiques des grands dauphins côtiers sont rares ou absentes. Quelques rapports ont été publiés, mais une grande partie des informations est anecdotique. Les évaluations ne peuvent être réalisées que pour cinq UE de grands dauphins côtiers, car la surveillance n'a pas été entreprise pendant assez longtemps (c.-à-d. sur une période d'au moins dix ans, avec un minimum de quatre estimations de l'abondance au cours de cette période (**Tableau d**)).

### Unités d'évaluation

Plusieurs espèces n'ont pas d'UE définie, ce qui a empêché de réaliser des évaluations pour l'indicateur. Il est nécessaire de délimiter une UE pour permettre une surveillance et une interprétation cohérentes des variations de l'abondance dans le temps. Il s'agit clairement d'une tâche difficile pour les espèces ayant une vaste aire de distribution et très mobiles ; par exemple, la diminution des populations de globicéphales noirs et l'augmentation des populations de grands dauphins du large entre 2005/2007 et 2016 sont trop importantes pour des populations fermées. La migration vers l'intérieur et vers l'extérieur de la zone contribue probablement aux changements observés.

Il est difficile de définir des UE à une échelle appropriée pour le grand dauphin. Le grand dauphin a été subdivisé en deux groupes (le grand dauphin côtier et le grand dauphin du large), toutefois, dans les évaluations futures, l'espèce pourrait être divisée en trois groupes en fonction de leurs caractéristiques de mobilité et d'utilisation de l'habitat : les dauphins qui vivent véritablement dans une petite zone, les dauphins côtiers, dont l'aire de distribution est plus étendue, et les dauphins océaniques ou du large. La connectivité entre les différents groupes est mal comprise, bien qu'ils soient considérés comme des populations distinctes. En conséquence, dans les UE identifiées pour les grands dauphins côtiers, les populations résidentes de taille plus modeste ont souvent été incluses. En outre, lorsque les populations côtières et du large se mélangent, il est souvent difficile d'identifier la population concernée par les relevés.

### Références bibliographiques

Amstrup, S.C., McDonald, T.L., Manly, B.J.F. 2010. Handbook of Capture-Recapture Analysis. Princeton University Press. 1st Edition. 494 pages.

ASCOBANS, 2021. Mass Killing of the Atlantic White-sided Dolphin (*Lagenorhynchus acutus*) in the Faroe Islands in September 2021. ASCOBANS/AC26/Inf.4.2. 3 pages.

Astarloa, A., Louzao, M., Andrade, J., Berrow, S., Boisseau, O., Brereton, T., Dorémus, G., Evans, P., Babey, L., Hodgins, N., Lewis, M., Martinez-Cedeira J. Pinsky, M., Ridoux, V., Saavedra, C., Santos, B., Thorson, J.T., Waggitt, J., Wall, D. and Chust, G. 2021. The Role of Climate, Oceanography, and Prey in Driving Decadal Spatio-Temporal Patterns of a Highly Mobile Top Predator. *Frontiers in Marine Science*, 1463.

Authier, M., Galatius, A., Gilles, A. & Spitz, J. 2020. Of Power and Despair in Cetacean Conservation: Estimation and Detection of Trend in Abundance with Noisy and Short Time-Series. *PeerJ*, 8, e9436.

Authier, M., Saraux, C., & Péron, C. 2017. Variable selection and accurate predictions in habitat modelling: A shrinkage approach. *Ecography*, 40(4), 549–560.

- Authier, M.; Peltier, H.; Dorémus, G.; Dabin, W.; Van Canneyt, O. and Ridoux, V. (2014) How Much Are Stranding Records Affected by Variation in Reporting Rates? A Case Study of Small Delphinids in the Bay of Biscay. *Biodiversity and Conservation*, 23, 2591-2612.
- Bearzi, G. and Reeves, R. R. 2021. Shifting Baselines of Cetacean Conservation in Europe. *ICES Journal of Marine Science*, 78, 2337-2341.
- Booth, C.G., Embling, C., Gordon, J., Calderan, S.V. and Hammond, P.S. 2013. Habitat preferences and distribution of harbour porpoise *Phocoena phocoena* west of Scotland. *Marine Ecology Progress Series*, 478, 273–285.
- Bouchet, P.J., Miller, D.L., Roberts, J.J., Mannocci, L., Harris, C.M. and Thomas, L. 2019. From Here and Now to There and Then: Practical Recommendations for Extrapolating Cetacean Density Surface Models to Novel Conditions. University of Saint Andrews.
- Bravington, M.V., Miller, D.L. and Hedley, S.L. 2021. Variance Propagation for Density Surface Models. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 6, 306-323.
- Brown, S.G. 1976. Modern whaling in Britain and the north-east Atlantic Ocean. *Mammal Review*, 6(1), 25-36. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.1976.tb00198.x>.
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., Borchers, D.L. and Thomas, L. 2001. Introduction to Distance Sampling: estimating abundance of biological populations. Oxford University Press. 432 pages.
- Cheney, B., Graham, I. M., Barton, T. R., Hammond, P. S. and Thompson, P. M. 2018. Site Condition Monitoring of bottlenose dolphins within the Moray Firth Special Area of Conservation: 2014–2016. Scottish Natural Heritage Research Report No. 1021. <https://www.nature.scot/sites/default/files/2018-04/Publication%202018%20-%20SNH%20Research%20Report%201021%20-%20Site%20Condition%20Monitoring%20of%20bottlenose%20dolphins%20within%20the%20Moray%20Firth%20Special%20Area%20of%20Conservation%202014-2016.pdf>
- CODA, 2009. Cetacean Offshore Distribution and Abundance in the European Atlantic (CODA), 43pp.
- EEA. 2020. State of nature in the EU - Results from reporting under the nature directives 2013-2018. EEA Report No 10/2020. 142 pages. doi:10.2800/088178.
- Eilers, P.H.C. and Marx, B.D. 2010. Splines, Knots, and Penalties. *WIREs Computational Statistics*, 2, 637-653.
- Embling, C.B., Gillibrand, P.A., Gordon, J., Shrimpton, J., Stevick, P.T. and Hammond, P.S. 2010. Using habitat models to identify suitable sites for marine protected areas for harbour porpoise (*Phocoena phocoena*). *Biological Conservation*, 143, 267-279.
- Evans, P.G.H. 2020. Systematic list of European cetacean species in European Whales, Dolphins, and Porpoises. pages 73-157. 10.1016/B978-0-12-819053-1.00004-1.
- Evans, P.G.H. and Teilmann, J. (editors) 2009. Report of ASCOBANS/HELCOM Small Cetacean Population Structure Workshop. ASCOBANS/UNEP Secretariat, Bonn, Germany. 140 pp.

Evans, P.G.H., Anderwald, P., and Baines, M.E. 2003. UK Cetacean Status Review. Report to English Nature and the Countryside Council for Wales. Sea Watch Foundation, Oxford. 160 pages.

Fontaine, M.C., Tolley, K.A., Siebert, U., Gobert, S., Lepoint, G., Bouquegneau, J.-M. and Das, K. 2007. Long-term feeding ecology and habitat use in harbour porpoises *Phocoena phocoena* from Scandinavian waters inferred from trace elements and stable isotopes. *BMC Ecology*, 7, 1. doi: 10.1186/1472-6785-7-1.

García-Barón, I., Authier, M., Caballero, A., Vázquez Bonales, A.J., Santos, M.B., Murcia, J.L. and Louzao, M. 2019. Modelling the Spatial Abundance of a Migratory Predator: A Call for Transboundary Marine Protected Areas. *Diversity and Distributions*, 25, 346-360.

Gilles, A., Adler, S., Kashner, K., Scheidat, M. and Siebert, U. 2011. Modelling harbour porpoise seasonal density as a function of the German Bight Environment: implications for management. *Endangered Species Research*, 14, 157-169.

Gilles, A., Scheidat, M. and Siebert, U. 2009. Seasonal distribution of harbour porpoise and possible interference of offshore wind farms in the German North Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 383, 295-307.

Gilles, A., Viquerat, S., Becker, E.A., Forney, K.A., Geelhoed, S.C.V., Haelters, J., Nabe-Nielsen, J., Scheidat, M., Siebert, U., Sveegaard, S., van Beest, F.M., van Bemmelen, R. and Aarts, G. 2016. Seasonal habitat-based density models for a marine top predator, the harbor porpoise, in a dynamic environment. *Ecosphere*, 7 (6), e01367. 10.1002/ecs2.1367

Haelters, J., Kerckhof, F., Jacques, T.G. and Degraer, S. 2011. The harbour porpoise, *Phocoena phocoena* in the Belgian part of the North Sea: trends in abundance and distribution. *Belgian Journal of Zoology*, 141, 75-84.

Hammond, P., Macleod, K., Berggren, P., Borchers, D., Burt, L., Cañadas, A., Desportes, G., Donovan, G., Gilles, A., Gillespie, D., Gordon, J., Hiby, L., Kuklik, I., Leaper, R., Lehnert, K., Leopold, M., Lovell, P., Øien, N., Paxton, C., Ridoux, V., Rogan, E., Samarra, F., Scheidat, M., Sequeira, M., Siebert, U., Skov, H., Swift, R., Tasker, M., Teilmann, J., Van Canneyt, O. and Vázquez, J. 2014. Large Scale Survey for Cetaceans: Line Transect Assumptions, Reliability of Abundance Estimate and Improving Survey Efficiency - A Response to MacLeod. *Biological Conservation* 170, 1-2.

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

Hammond, P.S. 1986. Estimating the size of naturally marked whale populations using capture-recapture techniques. *Reports of the International Whaling Commission (Special Issue 8)*, 253-282.

Hammond, P.S., Berggren, P., Benke, H., Borchers, D.L., Collet, A., Heide-Jørgensen, M.P., Heimlich, S., Hiby, A.R., Leopold, M.F. and Øien, N. 2002. Abundance of harbour porpoises and other cetaceans in the North Sea and adjacent waters. *Journal of Applied Ecology*, 39, 361-376.

Hammond, P.S., Lacey, C., Gilles, A., Viquerat, S., Börjesson, P., Herr, H., Macleod, K., Ridoux, V., Santos, M.B., Scheidat, M., Teilmann, J., Vingada, J. and Øien, N. 2021. Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2016 from the SCANS-III aerial and shipboard surveys. SCANS III final report. 41 pages.

Hammond, P.S., Macleod, K., Burt, L., Cañadas, A., Lens, S., Mikkelsen, B., Rogan, E., Santos, B., Uriarte, A., Van Canneyt, O. and Vazquez, J.A. 2011. Abundance of baleen whales in the European Atlantic. Paper SC/63/RMP24 presented to the Scientific Committee of the International Whaling Commission. Unpublished.

Hammond, P.S., Northridge, S.P., Thompson, D., Gordon, J.C.D., Hall, A.J., Murphy, S.N. and Embling, C.B. 2008. Background information on marine mammals for Strategic Environmental Assessment 8. Report to the Department for Business, Enterprise and Regulatory Reform. Sea Mammal Research Unit, St Andrews, Scotland, UK, 52 pp.

Hartman, K.L. 2018. Risso's dolphin. Pp. 824-827. In: *Encyclopedia of Marine Mammals* (Editors Würsig, B., Thewissen, J.G.M. Kovacs, K.M.). 3rd edition. Academic Press, London.

Heinänen, S. and Skov, H. 2015. The identification of discrete and persistent areas of relatively high harbour porpoise density in the wider UK marine area, JNCC Report No.544 JNCC, Peterborough.

Hiby, A.R. and Hammond, P.S. 1989. Survey techniques for estimating abundance of cetaceans. *Reports of the International Whaling Commission Special Issue 11*, 47-80.

Hiby, A.R. and Lovell, P., 1998. Using aircraft in tandem formation to estimate abundance of harbour porpoise. *Biometrics* 54, 1280-1289.

Hiby, L., 1999. The objective identification of duplicate sightings in aerial survey for porpoise, in: Garner, G.W., Amstrup, S.C., Laake, J.L., Manly, B.F.J., McDonald, L.L. and Robertson, D.G. (Eds.), *Marine Mammal Survey and Assessment Methods*. Balkema, Rotterdam, pp. 179-189.

Hoening, J. M. & Heisey, D. M. 2001. The Abuse of Power: the Pervasive Fallacy of Power Calculations for Data Analysis. *The American Statistician*, 55, 19-24.

IAMMWG. 2015. Management Units for cetaceans in UK waters (January 2015). JNCC Report No. 547, JNCC Peterborough. <https://data.jncc.gov.uk/data/f07fe770-e9a3-418d-af2c-44002a3f2872/JNCC-Report-547-FINAL-WEB.pdf>

ICES, 2013. Report of the Working Group on Marine Mammal Ecology (WGMME), 4-7 February 2013, Paris, France. ICES CM 2013/ACOM:26. 117 pp.

ICES, 2014. OSPAR request on implementation of MSFD for marine mammals. Special request. In: Report of the ICES Advisory Committee, 2014. ICES Advice 2014, Book 1, Section 1.6.6.1.

ICES, 2019. Report of the Working Group on Marine Mammal Ecology (WGMME). 11--14 February 2019, Büsüm, Germany. ICES Scientific Reports. 1:22. 131 pp. ICES. 2021. Working Group on Marine Mammal Ecology (WGMME). ICES Scientific Reports. 3:19. 155 pp. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.8141>.

Ijseldijk, L. L., ten Doeschate, M.T.I., Brownlow, A., Davison, N.J., Deaville, R., Galatius, A., Gilles, A., Haelters, J., Jepson, P.D., Keijl, G.O., Kinze, C.C., Olsen, M.T. Siebert, U., Thøstesen, C.B., van den Broek, J., Gröne, A. and Heesterbeek, H. 2020. Spatiotemporal mortality and demographic trends in a small cetacean: Strandings to inform conservation management. *Biological Conservation* 249, 108733.

Isojunno, S., Matthiopoulos, J. and Evans, P.G.H. 2012. Harbour porpoise habitat preferences: Robust spatio-temporal inferences from opportunistic data. *Marine Ecology Progress Series*, 448, 155-170.

JNCC (Joint Nature Conservation Committee), 2013. Third Report by the UK under Article 17 on the implementation of the Habitats Directive from January 2007 to December 2012. Peterborough: JNCC. Available from: [www.jncc.gov.uk/article17](http://www.jncc.gov.uk/article17)

Jourdain, E., Ugarte, F., Víkingsson, G. A., Samarra, F. I. P., Ferguson, S. H., Lawson, J., Vongraven, D. and Desportes, G. 2019 North Atlantic Killer Whale *Orcinus orca* Populations: a Review of Current Knowledge and Threats to Conservation. *Mammal Review* 49, 385-400.

King, G. and Zeng, L. 2007. When Can History Be Our Guide? The Pitfalls of Counterfactual Inference. *International Studies Quarterly*, 51(1), 183–210.

Kopf, R. K.; Finlayson, M.; Humphries, P.; Sims, N. C. and Hladyz, S. 2015. Anthropocene Baselines: Assessing Change and Managing Biodiversity in Human-Dominated Aquatic Ecosystems. *BioScience*, 65, 798-811.

Lacey, C., Hammond, P.S., Gilles, A., Börjesson, P., Herr, H., Macleod, K., Ridoux, V., Santos, M.B., Scheidat, M., Teilmann, J., Vingada, J., Viquerat, S. and Øien, N. 2021. Modelled density surfaces of cetaceans in European Atlantic waters in summer 2016 from the SCANS-III aerial and shipboard surveys. 30 pages.

Laran, S., Authier, M., Blanck, A., Doremus, G., Falchetto, H., Monestiez, P., Pettex, E., Stephan, E., Van Canneyt, O. and Ridoux, V. 2017. Seasonal distribution and abundance 1 of cetaceans within French waters: Part II: The Bay of Biscay and the English Channel. *Deep Sea Research II*, 141, 31-40.

Link, W. and Sauer, J. 1997. New Approaches to the Analysis of Population Trends in Land Birds: Comment. *Ecology*, 78, 2632-2634.

MacLeod, C.D. et al. 2008. Temperature-based summer habitat partitioning between white-beaked and common dolphins around the United Kingdom and Republic of Ireland. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 88, 1193–1198.

MacLeod, K. 2004. Abundance of Atlantic white-sided dolphin (*Lagenorhynchus acutus*) during summer off northwest Scotland. *Journal of Cetacean Research and Management*, 6(1), 33-40.

MAGRAMA, 2012. Estrategias Marinas: Evaluación Inicial, Buen Estado Ambiental y Objetivos Ambientales. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, 287 pp.

[http://www.magrama.gob.es/es/costas/temas/estrategias-marinas/0\\_documento\\_marco\\_estrategias\\_marinas\\_tcm7-204388.pdf](http://www.magrama.gob.es/es/costas/temas/estrategias-marinas/0_documento_marco_estrategias_marinas_tcm7-204388.pdf)

Marubini, F., Gimona, A., Evans, P.G.H., Wright, P.J. and Pierce, G.J. 2009. Habitat preferences and interannual variability in occurrence of the harbour porpoise *Phocoena phocoena* in the north-west of Scotland. *Marine Ecology Progress Series*, 381, 297-310.

Miller, D., Burt, M., Rexstad, E. and Thomas, L. 2013. Spatial Models for Distance Sampling Data: Recent Developments and Future Directions. *Methods in Ecology and Evolution*, 4, 1001-1010.

Murphy, S., Evans, P.G.H., Pinn, E. and Pierce, G.J. 2021. Conservation Management of Common Dolphins: Lessons Learned from the North-East Atlantic. *Aquatic Conservation*, 31, 137-166.

Murphy, S., Pinn, E.H. and Jepson, P.D. 2013. The short-beaked common dolphin (*Delphinus delphis*) in the North-Eastern Atlantic: distribution, ecology, management and conservation status. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 51, 193-280.

Nachtsheim, D. A., Viquerat, S., Unger, B., Ramírez-Martínez, N. C., Siebert, U. and Gilles, A. 2021. Small cetacean in a human high-use area: Trends in harbour porpoise abundance in the North Sea over two decades. *Frontiers in Marine Science*, 7, 1135.

North Atlantic Marine Mammal Commission and the Norwegian Institute of Marine Research 2019. Report of Joint IMR/NAMMCO International Workshop on the Status of Harbour Porpoises in the North Atlantic, Tromsø, 236 pages.

Panigada, S. et al., 2008. Modelling habitat preferences for fin whales and striped dolphins in the Pelagos Sanctuary (Western Mediterranean Sea) with physiographic and remote sensing variables. *Remote Sensing of Environment*, 112(8), 3400–3412.

Paxton, C.G.M., Scott-Hayward, L., Mackenzie, M., Rexstad, E. and Thomas, L. 2016. Revised Phase III Data Analysis of Joint Cetacean Protocol Data Resources with Advisory Note, JNCC Report 517, ISSN 0963-8091; 207 pages.

Peschko, V., Ronnenberg, K., Siebert, U. and Gilles, A. 2016. Trends of Harbour Porpoise (*Phocoena phocoena*) Density in the Southern North Sea. *Ecological Indicators*, 60, 174-183.

Pierpoint, C. 2008. Harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) foraging strategy at a high energy near-shore site in south-west Wales, UK. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 88, 1167–1173.

Pirotta, E., Booth, C. G., Costa, D. P., Fleishman, E., Kraus, S. D., Lusseau, D., Moretti, D., New, L. F., Schick, R. S., Schwarz, L. K., Simmons, S. E., Thomas, L., Tyack, P. L., Weise, M. J., Wells, R. S. and Harwood, J. 2018. Understanding the Population Consequences of Disturbance. *Ecology and Evolution* 8, 9934-9946.

Reid, J.B., Evans, P.G.H. and Northridge, S.P. 2003. Atlas of Cetacean distribution in north-west European waters, Joint Nature Conservation Committee, Peterborough, ISBN 1 86107 550 2. 77 pages.

Rogan, E., Breen, P., Mackey, M., Cañadas, A., Scheidat, M., Geelhoed, S.C.V. and Jessopp, M. 2018. Aerial Surveys of Cetaceans and Seabirds in Irish waters: Occurrence, distribution and abundance in 2015-2017.

Department of Communications, Climate Action & Environment and National Parks and Wildlife Service (NPWS), Department of Culture, Heritage and the Gaeltacht, Dublin, Ireland. 298 pages.

Rogan, E., Canadas, A., Macleod, K., Santos, B., Mikkelsen, B., Uriarte, A., Van Canneyt, O., Vazquez, J.A. and Hammond, P.S. 2017. Distribution, abundance and habitat use of deep diving cetaceans in the North East Atlantic. *Deep Sea Research II*, 141, 8-19.

Saavedra, C., Gerrodette, T., Louzao, M., Valeiras, J., García, S., Cerviñoa, S., Pierce, G.J. and Santos, M.B. 2018. Assessing the Environmental Status of the Short-Beaked Common Dolphin (*Delphinus delphis*) in North-western Spanish Waters using Abundance Trends and Safe Removal Limits. *Progress in Oceanography*, 166, 65-75.

Scheidat, M., Verdaat, H. and Aarts, G., 2012. Using aerial surveys to estimate density and distribution of harbour porpoises in Dutch waters. *Journal of Sea Research*, 69, 1-7.

Smith, T. D., Reeves, R. R., Josephson, E. A. and Lund, J. N. 2012. Spatial and Seasonal Distribution of American Whaling and Whales in the Age of Sail. *PLoS One* 7, e34905.

Sveegaard, S., Galatius, A., Dietz, R., Kyhn, L., Koblitz, J.C., Amundin, M., Nabe-Nielsen, J., Sinding, M.-H.S., Andersen, L.W. and Teilmann, J. 2015. Defining management units for cetaceans by combining genetics, morphology, acoustics and satellite tracking. *Global Ecology and Conservation*, 3, 839–850. doi:10.1016/j.gecco.2015.04.002.

Taylor, B.L., Chivers, S.J., Larese, J. and Perrin, W.F. 2007. Generation length and percent mature estimates for IUCN assessments of cetaceans. IUCN report. 24 pages. <http://aquaticcommons.org/27111/1/LJ-07-01.pdf>

Ten Doeschate, M., Brownlow, A., Davison, N. and Thompson, P. 2018. Dead useful; methods for quantifying baseline variability in stranding rates to improve the ecological value of the strandings record as a monitoring tool. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 98(5), 1205-1209. doi:10.1017/S0025315417000698.

Viquerat, S., Herr, H., Gilles, A., Peschko, V., Siebert, U., Sveegaard, S., Teilmann, J. 2014. Abundance of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the western Baltic, Belt Seas and Kattegat. *Marine Biology* 161, 745-754. doi:10.1007/s00227-013-2374-6.

Virgili, A., Authier, M., Boisseau, O., Cañadas, A., Claridge, D., Cole, T., Corkeron, P., Dorémus, G., David, L., Di-Méglio, N., Dunn, C., Dunn, T.E., García-Barón, I., Laran, S., Lauriano, G., Lewis, M., Louzao, M., Mannocci, L., Martínez-Cedeira, J., Palka, D., Panigada, S., Pettex, E., Roberts, J.J., Ruiz, L., Saavedra, C., Santos, M.B., Van Canneyt, O., Vázquez Bonales, A.J., Monestiez, P. and Ridoux, V. 2019. Combining Multiple Visual Surveys to Model the Habitat of Deep-Diving Cetaceans at the Basin Scale. *Global Ecology and Biogeography*, 23, 300-314.

Waring, G.T., Palka, D.L. and Evans, P.G.H. 2009. North Atlantic Marine Mammals. Pp. 763-771. In: *Encyclopedia of Marine Mammals* (Editors W.F. Perrin, B. Würsig and J.G.M. Thewissen). 2nd edition. Academic Press, San Diego.

## Métadonnées d'évaluation

Champ	Type de données	
Type d'évaluation	Liste	Évaluation d'indicateur
Résumé des résultats	URL	<a href="https://odims.ospar.org/en/submissions/ospar_abun_dist_msfd_2022_06/">https://odims.ospar.org/en/submissions/ospar_abun_dist_msfd_2022_06/</a>
Indicateur ODD	Liste	14.2 D'ici à 2020, gérer et protéger durablement les écosystèmes marins et côtiers, notamment en renforçant leur résilience, afin d'éviter les graves conséquences de leur dégradation et prendre des mesures en faveur de leur restauration pour rétablir la santé la productivité des océans
Activité thématique	Liste	Diversité biologique et écosystèmes
Documentation OSPAR pertinente	Texte	OSPAR Agreement 2018-09 CEMP Guideline: M4 Common indicator: Abundance and distribution at the relevant spatio-temporal scale of cetacean species regularly present (M4)
Date de publication	Date	2022-06-30
Conditions d'accès et d'utilisation	URL	<a href="https://oap.ospar.org/fr/politique-de-donnees/">https://oap.ospar.org/fr/politique-de-donnees/</a>
Instantané de données	URL	<a href="https://github.com/osparcomm/Abundance-and-Distribution-of-Cetaceans">https://github.com/osparcomm/Abundance-and-Distribution-of-Cetaceans</a>
Résultats des données	Fichier Zip	<a href="https://github.com/osparcomm/Abundance-and-Distribution-of-Cetaceans/tree/main/data">https://github.com/osparcomm/Abundance-and-Distribution-of-Cetaceans/tree/main/data</a>
Source des données	URL	<a href="https://www.emodnet-bathymetry.eu/">https://www.emodnet-bathymetry.eu/</a>
Source des données	URL	<a href="https://resources.marine.copernicus.eu">https://resources.marine.copernicus.eu</a>



COMMISSION  
**OSPAR**

OSPAR Secretariat  
The Aspect  
12 Finsbury Square  
London  
EC2A 1AS  
United Kingdom

t: +44 (0)20 7430 5200  
e: [secretariat@ospar.org](mailto:secretariat@ospar.org)  
[www.ospar.org](http://www.ospar.org)

**Notre vision est celle d'un océan Atlantique Nord-Est propre, sain et biologiquement diversifié, qui soit productif, utilisé de manière durable et résilient au changement climatique et à l'acidification des océans.**

Publication: 990/2022

© OSPAR Commission, 2022. Permission may be granted by the publishers for the report to be wholly or partly reproduced in publications provided that the source of the extract is clearly indicated.

© Commission OSPAR, 2022. La reproduction de tout ou partie de ce rapport dans une publication peut être autorisée par l'Editeur, sous réserve que l'origine de l'extrait soit clairement mentionnée.