



**CONVENTION SUR  
LES ESPÈCES  
MIGRATRICES**

UNEP/CMS/COP15/Inf.25.4.1a  
03.03.2026

Français  
Original : Anglais

15<sup>ème</sup> SESSION DE LA CONFÉRENCE DES PARTIES  
Campo Grande, Brésil, 23 - 29 mars 2026  
Point 25.4.1 de l'ordre du jour

**QUANTIFICATION DE LA CHASSE À LA BALEINE CONTEMPORAINE ET DU  
PRÉLÈVEMENT DE VIANDE D'ANIMAUX SAUVAGES AQUATIQUES DE TOUS  
LES CÉTACÉS INSCRITS À L'ANNEXE I DE LA CMS DANS TOUTES LES  
RÉGIONS**

*(Préparé par le Secrétariat)*

*Clause de non-responsabilité : Ce document, rédigé à l'origine en anglais, a été traduit automatiquement à l'aide d'un outil en ligne. Se référer au contenu original en anglais comme source principale d'information. Le Secrétariat a utilisé l'outil en ligne gratuit pour traduire certaines annexes qui contiennent du texte pour information et non pour adoption. Cela a permis de réaliser des économies sur le budget de traduction. Nous invitons les Parties à nous faire part de leurs commentaires sur cette approche.*

Résumé :

Ce document contient le rapport *Quantification de la capture contemporaine de viande baleinière et de viande sauvage aquatique de tous les cétacés inscrits à l'annexe I de la CMS dans toutes les régions*, rédigé conformément à la décision 14.72(a).



# **Quantification de la chasse à la baleine contemporaine et du prélèvement de viande d'animaux sauvages aquatiques de tous les cétacés inscrits à l'Annexe I de la CMS dans toutes les régions**

Nicola Hodgins & Jennifer Daan de Leur

Convention sur la conservation des espèces migratrices d'animaux sauvages

Juin 2025



**Quantification de la chasse à la baleine contemporaine et du prélèvement de viande d'animaux sauvages aquatiques de tous les cétacés inscrits à l'Annexe I de la CMS dans toutes les régions**

Préparé par le Secrétariat de la Convention sur les espèces migratrices (CMS), juin 2025.

**AUTEURS**

**Nicola Hodgins & Jennifer Daan de Leur**

**REMERCIEMENTS**

**Heidrun Frisch-Nwakanma**, responsable de la gestion des programmes CMS

**Lindsay Porter**, présidente du comité scientifique de la CBI

Financé par le gouvernement allemand.

**Citation** : Hodgins, N. K. & de Leur, J.D.P. (2025). Quantification de la capture contemporaine de la chasse à la baleine et de la viande sauvage aquatique de tous les cétacés inscrits à l'Annexe I de la CMS dans toutes les régions, et élaboration de recommandations. Convention sur les espèces migratrices (CMS). Bonn, Allemagne. 70 pages.

**IMAGE DE COUVERTURE**

© Nicola Hodgins

© CMS 2025. Cette publication peut être reproduite en tout ou en partie et sous toute forme à des fins éducatives et autres à but non lucratif, sans autorisation spéciale du titulaire des droits d'auteur, à condition qu'une reconnaissance de la source soit faite. Le Secrétariat de la CMS apprécierait de recevoir un exemplaire de toute publication utilisant cette publication comme source. Aucune utilisation de cette publication ne peut être utilisée pour la revente ou à d'autres fins commerciales sans autorisation préalable du Secrétariat de la CMS.

**AVERTISSEMENT**

Les désignations géographiques employées dans ce document n'impliquent en rien l'expression d'une quelconque opinion de la part du Secrétariat CMS (ou du Programme des Nations Unies pour l'environnement) concernant le statut juridique d'un pays, d'un territoire ou d'une zone, ni de la délimitation de ses frontières ou frontières.

## Sommaire

Glossaire.....	5
Introduction .....	6
Espèces de l'annexe I .....	8
Baleine boréale ( <i>Balaena mysticetus</i> ).....	8
Baleine franche de l'Atlantique Nord ( <i>Eubalaena glacialis</i> ).....	10
Baleine franche du Pacifique Nord ( <i>Eubalaena japonica</i> ).....	12
Baleine franche australe ( <i>Eubalaena australis</i> ) .....	13
Baleine Sei ( <i>Balaenoptera borealis</i> ) .....	14
Rut de rorquals ( <i>Balaenoptera physalus</i> ) .....	17
Baleine bleue ( <i>Balaenoptera musculus</i> ).....	21
Baleine à bosse ( <i>Megaptera novaeangliae</i> ) .....	23
Dauphin commun ( <i>Delphinus delphis</i> ) - population méditerranéenne.....	27
Dauphin à gros nez de Lahille ( <i>Tursiops truncatus gephyreus</i> ).....	28
Dauphin à gros nez de la mer Noire ( <i>Tursiops truncatus ponticus</i> ).....	29
Dauphin de l'Irrawaddy ( <i>Orcaella brevirostris</i> ) .....	31
Dauphin à bosse de l'Atlantique ( <i>Sousa teuszii</i> ).....	32
Marsouin du port baltique proprement dit ( <i>Phocoena phocoena</i> ) – population proprement dite de la Baltique.....	33
Cachalot ( <i>Physeter macrocephalus</i> ).....	35
Dauphin du Gange ( <i>Platanista gangetica</i> ).....	37
Dauphin de La Plata / Franciscana ( <i>Pontoporia blainvillei</i> ).....	38
Baleine à bec de Cuvier ( <i>Ziphius cavirostris</i> ) - sous-population méditerranéenne .....	40
Discussion .....	42
Baleines à fanons.....	42
Baleines dentées.....	43
Résumé .....	46
Recommandations .....	48
Références .....	51
Annexe.....	69
Tableau A. Chiffres de captures pour les cétacés inscrits à l'annexe I de la CMS pour 2014-2024.....	69
Tableau B. Limites de capture IWC pour les cétacés inscrits à l'annexe CMS pour 2014-2024.....	74
Tableau C. CITES rapporté le commerce de viande ou d'huile provenant des cétacés inscrits à l'annexe I de la CMS .....	78

## Glossaire

**La chasse baleinière de subsistance aborigène** ne cherche pas à maximiser les prises ni à maximiser le profit. Elle est totalement distincte de la chasse commerciale à la baleine et n'est pas soumise au moratoire sur la chasse commerciale. Quatre pays membres de la CBI organisent aujourd'hui des chasses de subsistance aborigènes : le Danemark (Groenland), la Russie (Tchoukotka), Saint-Vincent-et-les-Grenadines (Bequia) et les États-Unis (Alaska, et potentiellement aussi la reprise des chasses précédemment menées par la tribu Makah de l'État de Washington).

**La viande sauvage** aquatique est définie comme les produits dérivés des mammifères aquatiques et des reptiles utilisés pour la subsistance et des usages traditionnels, notamment les coquillages, les os et les organes, ainsi que comme appâts pour la pêche. La viande sauvage aquatique est obtenue par des chasses non réglementées, parfois illégales, ainsi que par des animaux échoués (morts ou vivants) et/ou capturés. Trois types d'acquisitions ont été définis :

- L'acquisition par récupération non ciblée n'est ni planifiée ni intentionnelle, mais consiste à utiliser un mammifère aquatique déjà mort et généralement trouvé (a) échoué, ou (b) accidentellement noyé dans un filet, un piège ou une ligne (par prise).
- L'acquisition non ciblée et délibérée est la mise à mort intentionnelle d'un mammifère aquatique lorsqu'il est (a) trouvé échoué vivant sur une plage, (b) capturé vivant dans des engins de pêche, ou (c) piégé par des phénomènes naturels (par exemple, la banquise de mer en haute latitude, l'évolution du niveau d'eau dans les rivières et les chenaux).
- L'acquisition ciblée consiste à tuer délibérément des mammifères aquatiques en liberté qui sont soit rencontrés au cours d'autres activités (opportuniste), soit qui constituent la cible principale et le but d'une expédition (dirigée).

**Le terme cétacé** désigne les 94 espèces de baleines, dauphins et marsouins.

**Le petit cétacé** désigne tous les baleines dentées, à l'exception du cachalot.

**La chasse à la baleine** est la pratique ou l'industrie de chasse et de tuer des baleines pour leurs produits tels que, mais sans s'y limiter, l'huile, la viande ou l'os de baleine.

## Introduction

L'un des premiers témoignages de la chasse à la baleine date du IV<sup>e</sup> siècle av. J.-C. et se trouve dans les chroniques des conquêtes d'Alexandre le Grand (Ellis, 2018). Au cours des centaines d'années qui ont suivi, de nombreuses sociétés à travers le monde ont mené des chasses aux cétacés, dont certaines ont mené plusieurs espèces et populations au bord de l'extinction (Brownell *et al.*, 2008 ; Parsons & Rose, 2022 ; Reeves, 2022). À différentes époques du XX<sup>e</sup> siècle, des mécanismes de protection ont été mis en place pour plusieurs espèces de cétacés. Par exemple, l'Atlantique Nord, le Pacifique Nord et les baleines franches australes sont légalement protégées contre la chasse commerciale depuis les années 1930 (Cooke & Zerbini, 2018), les baleines bleues sont protégées légalement dans le monde entier depuis 1966 (Cooke, 2018b), et en 1986, la Commission baleinière internationale (CBI) a instauré un moratoire mondial sur toute chasse commerciale aux grandes espèces de baleines, qui est toujours en place aujourd'hui. Des mesures nationales et régionales de protection ont également été introduites, par exemple, la directive européenne sur les habitats (directive du Conseil 92/43/CEE) protège toutes les espèces de cétacés présentes dans les eaux de l'UE. Cependant, la chasse illégale à la baleine sur des espèces pour lesquelles des mesures de protection étaient en place était connue pour se poursuivre dans plusieurs endroits à travers le monde (Brownell Jr. *et al.*, 2009). En 2022, un quart des 94 espèces de cétacés évaluées pour la Liste rouge des espèces menacées de l'UICN ont été classées dans une catégorie menacée, ce qui signifie qu'elles sont classées comme en danger critique, en danger ou vulnérables (Braulik *et al.*, 2022).

La chasse aux baleines à fanons et aux cachalots (*Physeter macrocephalus*), que ce soit commercialement, sous le nom de chasse à la baleine de subsistance aborigène (ASW), soit traditionnellement, se poursuit dans quelques endroits à travers le monde (Clapham & Baker, 2018), tandis que de nombreux petits cétacés sont soumis à des « prises de viande sauvage aquatique » incidentnelle, légale et illégale, définie comme *La chasse ou la prise opportuniste d'animaux sauvages aquatiques, où la viande, les parties du corps et/ou les œufs sont consommés pour leur subsistance locale, utilisés à des fins traditionnelles ou échangés contre des revenus* » (Convention sur les espèces migratoires [CMS] Résolution 14.15, 2024), dans toutes les régions géographiques (Altherr & Hodgins, 2018, 2024 ; Ingram *et al.*, 2022).

L'annexe I du CMS répertorie les espèces migratrices évaluées comme faisant face à un très haut risque d'extinction à l'état sauvage dans un avenir proche, sur tout ou une partie significative de leur aire de répartition (Résolution CMS 13.7, 2020). Les parties qui constituent un État de répartition d'une espèce migratrice inscrite à l'Annexe I s'engagent à les protéger strictement en : interdisant la capture de ces espèces, avec une marge d'exception très limitée ; la conservation et, lorsque cela est approprié, la restauration de leurs habitats ; prévenir, supprimer ou atténuer les obstacles à leur migration ; et contrôler d'autres facteurs susceptibles de les mettre en danger (*Convention sur la conservation des espèces migratrices d'animaux sauvages*, 1979).

Actuellement, huit espèces de baleines à fanons, dont la baleine franche de l'Atlantique Nord en danger critique d'extinction (*Eubalaena glacialis*), ainsi que dix espèces/populations/sous-populations de baleines dentées, de la plus grande, le cachalot (*Physeter macrocephalus*), au marsouin commun baltique proprement dit de la Baltique (*Phocoena phocoena*), sont listés à l'Annexe I du CMS (CMS, 2017). Historiquement, chacune des 18 espèces/populations/sous-populations a été soumise à une chasse ciblée, certaines étant encore chassées aujourd'hui, tant légalement qu'illégalement.

Dans un monde industrialisé et en rapide évolution, avec l'augmentation des populations humaines et la demande en ressources qui en découle ainsi que les impacts du changement climatique, les baleines, les dauphins et les marsouins font face à une série de menaces croissantes et en constante évolution. Par exemple, compte tenu du seuil de pauvreté au sein

des petites communautés halieutiques, la prise accessoire de dauphins est désormais considérée comme une ressource supplémentaire commercialisable et la frontière entre sauvetage non ciblé, chasse délibérée non ciblée et chasse ciblée devient de plus en plus floue (Altherr & Hodgins, 2024). L'impact cumulatif de la pression de chasse passée et présente, combiné à d'autres activités anthropiques, constitue une préoccupation majeure pour la conservation de nombreuses espèces de cétacés.

Comme demandé dans la décision CMS 14.72(a), ce rapport quantifie la chasse à la baleine et la prise de viande sauvage aquatique entre 2014 et 2024 pour tous les cétacés inscrits à l'Annexe I de la CMS dans toutes les régions et formule des recommandations aux Parties pour leur protection et conservation continues. Il convient de noter que, par sa nature même, il est difficile d'obtenir des informations sur les prises illégales ailleurs dans le monde, ce qui fait que les chiffres sont probablement sous-estimés pour certaines espèces.

## Espèces de l'annexe I

- Le territoire du **Groenland** est sous la juridiction du Danemark. Cependant, telle que formellement notifiée par le Danemark, la Convention ne s'applique pas au Groenland.

La répartition et la présence des espèces/sous-espèces/populations/sous-populations de cétacés peuvent évoluer en raison des changements environnementaux et écologiques, et les listes présentées dans ce rapport peuvent ne pas être exhaustives.

Selon l'article I, paragraphe 1. (h). « État de répartition » en ce qui concerne une espèce migratrice particulière désigne tout État (et, le cas échéant, toute autre Partie mentionnée en vertu du sous-alinéa (k) de ce paragraphe) qui exerce juridiction sur une partie de l'aire de répartition de cette espèce migratrice, ou un État, dont les navires pavillons sont engagés en dehors des limites de juridiction nationale pour capturer cette espèce migratrice ;

Selon l'article VI, paragraphe 2. Les parties doivent tenir le Secrétariat informé des espèces migratrices listées dans les annexes I et II qu'elles considèrent comme des États de répartition de leur territoire, y compris la fourniture d'informations sur leurs navires de pavillon engagés en dehors des limites nationales dans la capture des espèces migratrices concernées et, lorsque possible, sur leurs plans futurs en ce sens.

### **Balaena boréale (*Balaena mysticetus*)**

*Inscrit à l'annexe I de la CMS en 1979*

*Non répertorié à l'Annexe II de la CMS*

*Parties CMS dans l'aire de répartition des espèces/populations : France, Irlande, Norvège, Royaume-Uni.*



Répartition © de la baleine boréale UICN 2012. *Balaena mysticetus*. La Liste rouge de l'UICN des espèces menacées. Version 2024-2.

La baleine boréale vit dans les eaux arctiques et subarctiques et, avec une population mondiale de plus de 25 000 individus (10 000 individus matures), quatre sous-populations identifiées, toutes avec des estimations de taille de population variables, et l'espèce est actuellement classée comme préoccupation mineure par l'UICN (Cooke & Reeves, 2018a).

Chassés depuis le milieu des années 1500 pour leur huile et leurs fanons, chaque sous-population a été exploitée à tour de rôle jusqu'à presque l'extinction (Lydersen *et al.*, 2012) et

toutes se sont rétablies à des rythmes différents. Les sous-populations de la mer d'Okhotsk et de la mer de l'Est du Groenland-Svalbard-Barents sont estimées à moins de 250 individus matures et sont classées comme en danger par l'UICN (Cooke *et al.*, 2018b ; Cooke & Reeves, 2018b). La sous-population de l'Est du Canada – Ouest du Groenland est estimée à compter entre 4 500 et 11 000 individus (Frasier *et al.*, 2015). Bien que la sous-population de la mer de Béring-Tchoutche-Beaufort (BCB) n'ait pas été évaluée par l'UICN depuis 1996 (Groupe spécialiste des cétacés, 1996), la population a été surveillée depuis plus de 30 ans et a augmenté au cours de cette période à un taux annuel estimé de 3,7 % (variation 2,8–5,4 %) (Givens *et al.*, 2016).

Les chasses de la sous-population de Béring-Tchouktche-Beaufort par les peuples autochtones d'Alaska, des eaux tchoukotka et de l'ouest du Groenland sont réglementées dans le cadre de la procédure de gestion de la chasse à la baleine aborigène (ASWMP) de la CBI. Les petites chasses sont également autorisées dans les eaux canadiennes dans le cadre d'accords de cogestion entre agences fédérales et communautés autochtones (Cooke & Reeves, 2018a). Les quotas, ou « limites de grève », sont fixés par le Comité scientifique de la CBI en blocs de 6 ans. Entre 2013 et 2018, les peuples autochtones des mers de Béring-Tchouktche-Beaufort se sont vu attribuer un quota de 67 baleines par an, avec un total maximum de 336 sur six ans (n.B. le « report » du quota non utilisé est autorisé selon les règlements de la CBI).<sup>1</sup> Au Groenland occidental, des blocs de quotas similaires de 6 ans sont autorisés pour que les peuples autochtones puissent capturer un maximum de deux baleines par an. Les quotas ont été renouvelés pour les saisons 2019-2025 avec le même quota annuel, mais avec un nouveau total maximal de 392 sur les six années pour les mers de Béring-Tchouktche-Beaufort (IWC, 2024b). Entre 2014 et 2024, les deux chasses sanctionnées ont entraîné la capture de 679 baleines boréales. Le nombre moyen prélevé était de 61,7 par an, le plus bas étant de 41 individus en 2019, et le plus élevé de 72 en 2021 et 2022.

### *Menaces supplémentaires*

Étant donné leur habitat préféré dans les eaux arctiques et subarctiques, une menace majeure pour la survie de l'espèce est le changement climatique et la perte de glace de mer associée. L'expansion du développement industriel et l'utilisation accrue des routes maritimes internationales arctiques rendent ces eaux potentiellement dangereuses pour la faune marine (Reeves *et al.*, 2014), avec un chevauchement croissant entre navires et baleines, augmentant leur risque de collision avec les navires (Halliday *et al.*, 2022). Trois sous-populations, la mer d'Okhotsk, l'Est du Canada-Ouest du Groenland et la mer de Béring-Tchoutche-Beaufort, se chevauchent actuellement avec la pêche commerciale. Les taux d'emmêlement, principalement provenant des engins de pêche au pot, sont relativement élevés pour les baleines boréales très grandes et vraisemblablement plus âgées, avec environ 12 % des baleines boréales BCB récoltées présentant des cicatrices d'enchevêtrement (George *et al.*, 2021). Des cicatrices causées par des attaques d'épaulards (*Orcinus orca*) sont fréquemment observées sur de grandes baleines adultes (George *et al.*, 2021) et comme la boréale montre une sélection pour la banquise de mer lorsqu'il est perçu sous une menace de prédation perçue par les épaulards, les conséquences négatives de la perte de glace de mer s'aggravent à mesure qu'ils font face à des expositions plus fréquentes et plus longues à la menace des prédateurs (Matthews *et al.*, 2020).

On sait peu de choses sur les effets cumulatifs de multiples facteurs de stress sur les cétacés arctiques (Laidre *et al.*, 2015). Cependant, il existe des inquiétudes que, à mesure que la banquise diminue, l'Arctique soit soumis à une augmentation du trafic naval, des activités de

<sup>1</sup> Pour chacune de ces années, le nombre de baleines boréales frappées ne dépassera pas 67, sauf que toute portion inutilisée d'un quota de frappe provenant des trois blocs de quotas précédents sera reportée et ajoutée aux quotas des années suivantes, à condition qu'aucun maximum de 50 % de la limite annuelle de frappe ne soit ajoutée au quota pour une année donnée.

pêche et des industries extractives, les impacts humains sur les baleines boréales augmentent également (Reeves *et al.*, 2012 ; Reeves *et al.*, 2014).

**Commerce**

Selon la base de données commerciale CITES, entre 2014 et 2024, trois cas ont été échangés de viande et d'huile de baleine boréale : 1) 27 kg de viande importée au Canada depuis les États-Unis pour un usage personnel ou pour un cirque/exposition itinérante (différents codes d'usage rapportés par les pays importateurs et exportateurs) en 2014 ; 2) 1 (sans unité) d'huile importée aux États-Unis depuis le Canada pour un usage personnel, confisquée en 2021 ; et 3) 1 à 2 kg de viande importée au Danemark depuis le Groenland pour un usage personnel ou scientifique (différents codes d'usage rapportés par les pays importateurs et exportateurs) en 2023.

**La sous-population de baleines boréales de Béring-Tchouktche-mer de Beaufort est soumise à la chasse à la baleine dans le cadre de la procédure de gestion de la chasse à la baleine de subsistance aborigène de la CBI, avec un bloc de quota de 6 ans maximum de 67 baleines par an, avec un total maximum de 336, et un bloc de quota supplémentaire de 6 ans de maximum de deux baleines par an pour la lutte anti-sous-marine au Groenland occidental. D'autres populations de baleines boréales ne sont pas soumises à la chasse contemporaine connue.**

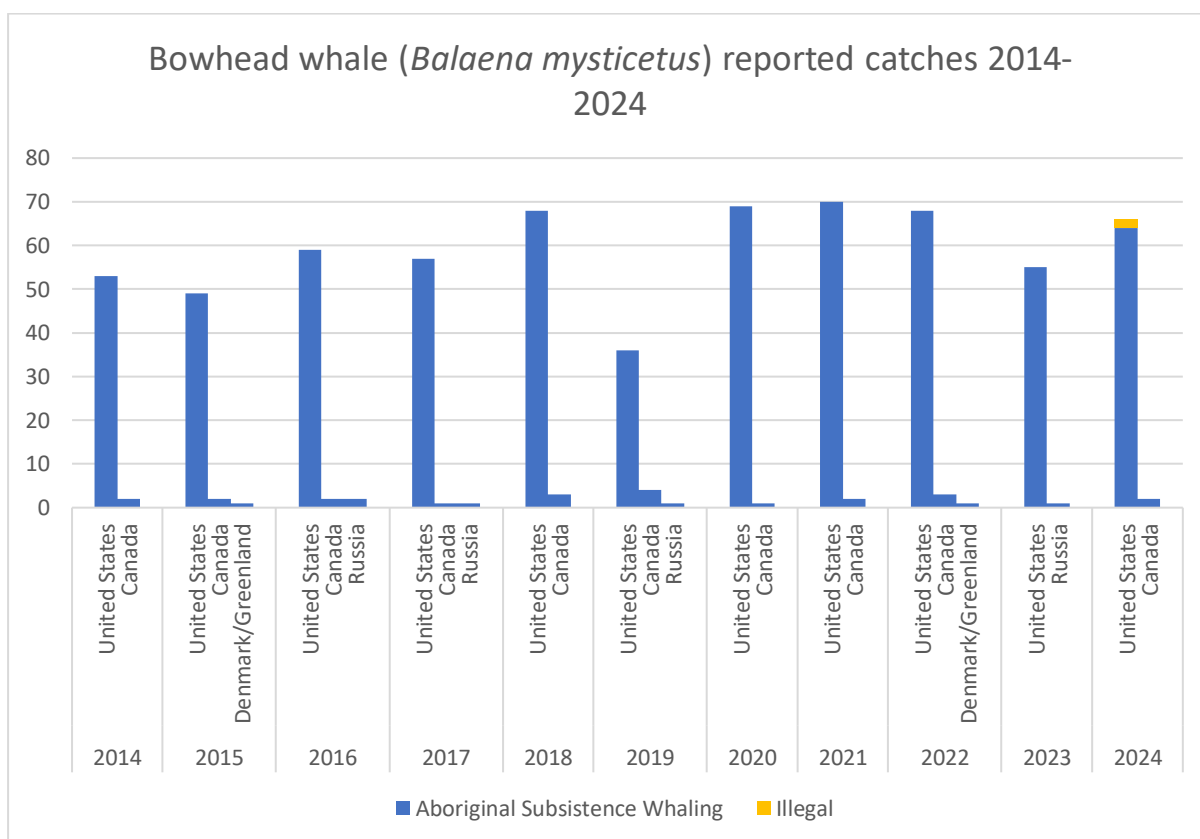


Figure 1. Des captures rapportées de baleines boréales entre 2014 et 2024, selon les données de la CBI.

**Baleine franche de l'Atlantique Nord (Eubalaena glacialis)**

Inscrit à l'annexe I de la CMS en 1979

Non répertorié à l'Annexe II

Parties CMS dans l'aire de répartition des espèces/populations : Danemark, France, Irlande, Maroc, Norvège, Portugal, Espagne, Royaume-Uni.



Répartition de la baleine franche de l'Atlantique Nord, UICN 2012. © *Eubalaena glacialis*. La Liste rouge de l'UICN des espèces menacées. Version 2024-2.

Comme pour plusieurs autres espèces de baleines, les baleines franches de l'Atlantique Nord ont été protégées de la chasse commerciale à la baleine dès les années 1930. Cependant, les pratiques de chasse à la baleine étaient si intensives qu'elles comptaient peut-être moins de 100 individus en 1935 (Waring, 2010). Le nombre estimé de baleines franches de l'Atlantique Nord en 2018 était de 409 individus, dont moins de 250 étaient matures et, avec un taux de survie estimé plus faible pour les femelles, la proportion de femelles dans la population était estimée à seulement environ 40 % (Pettis *et al.*, 2021). Depuis 2017, des mortalités élevées de baleines de l'Atlantique Nord ont été documentées au Canada et aux États-Unis. En 2017, un événement de mortalité inhabituelle (UME) a été déclaré, et est en cours (Marine Mammal Commission, 2024), la principale cause de mortalité, de blessures graves et de morbidité chez la plupart des individus résultant soit d'un enchevêtrement dans des engins de pêche, soit de collisions avec des embarcations. Cet événement est considéré comme ayant déjà touché plus de 20 % de la population, un impact significatif sur une espèce menacée où les décès dépassent les naissances (Marine Mammal Commission, 2024). Avec leur nombre en continu de diminuer, le 23 octobre 2023, le Consortium de la Baleine Franche de l'Atlantique Nord a annoncé que l'estimation de la population de baleines franches de l'Atlantique Nord pour 2022 était de 356 individus (Linden, 2023), dont moins de 70 femelles actives en reproduction (National Oceanographic and Atmospheric Administration [NOAA], 2023). La population continue de diminuer en raison d'une combinaison de taux réduits de vêlage et de mortalité anthropique due à l'emmêlement dans les engins de pêche et aux collisions avec des navires (Garrison *et al.*, 2022) et la mauvaise condition corporelle des individus dans la population est une préoccupation majeure pour sa viabilité future (Christiansen *et al.*, 2020). À juste titre, l'espèce est classée comme en danger critique d'extinction par l'UICN (Cooke, 2020).

Les collisions de navires, en particulier en dehors des zones de gestion saisonnière (SMA) établies et avec des navires plus petits (Garrison *et al.*, 2022), ainsi que l'emmêlement dans les engins fixes sont les deux plus grandes menaces auxquelles sont confrontées les baleines franches de l'Atlantique Nord (Taylor & Walker, 2017). Les preuves suggèrent que les baleines acquièrent de nouvelles cicatrices d'emmêlement presque chaque année, les juvéniles acquérant des cicatrices plus souvent que les adultes. Alors que 82,9 % des individus présentent des preuves d'avoir été intriqués au moins une fois, plus de la moitié (59,0 %) ont été intriqués plus d'une fois (Knowlton *et al.*, 2012).

#### Commerce

Selon la base de données CITES Trade, entre 2014 et 2024, il y a eu deux cas où de la viande de baleine franche de l'Atlantique Nord a été échangée : 1) viande (aucune unité donnée) importée au Canada depuis le Royaume-Uni pour un cirque/exposition itinérante en 2020 ; 2) viande (aucune unité donnée) importée au Royaume-Uni depuis le Canada pour un cirque/exposition itinérante en 2021.

**Les baleines franches de l'Atlantique Nord ne sont pas soumises à la chasse contemporaine.**

### **Baleine franche du Pacifique Nord (*Eubalaena japonica*)**

*Inscrit à l'annexe I de la CMS en 1979*

*Non répertorié à l'Annexe II de la CMS*

*Aucune partie CMS dans l'aire de répartition de l'espèce ou de la population*



Répartition © des baleines franches du Pacifique Nord, UICN 2012. *Eubalaena japonica*. La Liste rouge de l'UICN des espèces menacées. Version 2024-2.

Bien qu'aucune taille de population actuelle de baleine franche du Pacifique Nord ne soit disponible, les preuves suggèrent qu'elles ne se sont jamais remises d'une chasse intensive. Avec un nombre d'individus matures d'environ 250, l'espèce est classée en danger par l'UICN (Cooke & Clapham, 2018a). La sous-population du Pacifique nord-est est listée séparément comme en danger critique d'extinction, étant donné que le nombre d'individus matures est considéré comme inférieur à 50 (Cooke & Clapham, 2018b).

Comme pour d'autres espèces de baleines franches, la baleine franche du Pacifique Nord a été protégée de la chasse à la baleine dans les années 1930, cependant, la population a été victime de chasse illégale tant dans l'ouest que dans l'est du Pacifique Nord (Brownell Jr. *et al.*, 2009). Les archives montrent que 775 baleines franches du Pacifique Nord ont été capturées illégalement par des baleiniers soviétiques entre 1935 et 1971, dont 517 dans l'est du Pacifique Nord (Ivashchenko & Clapham, 2012 ; Ivashchenko *et al.*, 2017) soulignant le manque de compréhension contemporaine de l'état de la population de l'espèce.

Avec si peu de connaissances sur les baleines franches du Pacifique Nord, il est difficile de quantifier les risques auxquels elles sont confrontées. Cependant, il existe des cas connus et suspects d'enchevêtrements et de collisions avec des navires (Burdin *et al.*, 2004). Les baleines franches de l'Atlantique Nord sont connues pour être vulnérables aux collisions avec les navires et l'augmentation prévue du transport maritime à mesure que l'océan Arctique devient plus débarrassé de glace représente une menace potentielle pour la très petite sous-population du Pacifique Nord oriental en termes de collisions avec les navires, ainsi que de bruit et de pollution (Cooke & Clapham, 2018a).

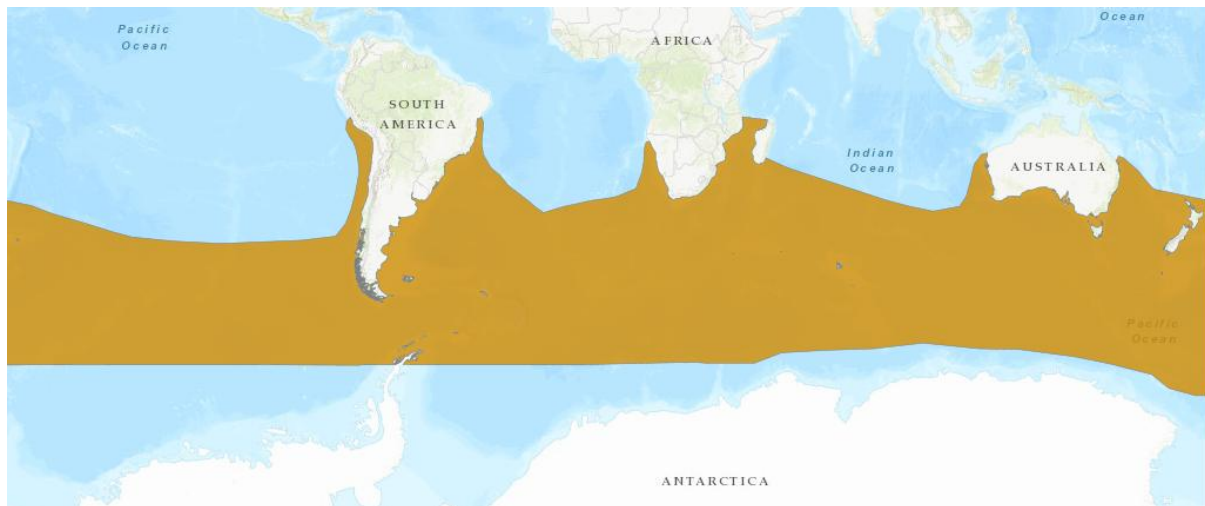
**Les baleines franches du Pacifique Nord ne sont pas soumises à la chasse contemporaine.**

**Baleine franche australe (*Eubalaena australis*)**

Inscrit à l'annexe I de la CMS en 1979

Non répertorié à l'Annexe II de la CMS

Parties CMS dans l'aire de répartition des espèces/populations : Argentine, Australie, Brésil, Chili, Madagascar, Mozambique, Nouvelle-Zélande, Norvège, Pérou, Afrique du Sud, Royaume-Uni, Uruguay



Répartition © de la baleine franche australe UICN 2013. *Eubalaena australis*. La Liste rouge de l'UICN des espèces menacées. Version 2024-2.

Comme pour la baleine franche de l'Atlantique Nord, les baleines franches australes furent chassées presque jusqu'à l'extinction et réduites à un minimum d'environ 300 individus dans les années 1920 (Romero *et al.*, 2022). L'espèce a commencé à se rétablir après sa protection dans les années 1930 (comme d'autres baleines franches), avec une population totale estimée à 13 600 individus en 2009 (IWC, 2013). Compte tenu de l'augmentation de 5 à 10 fois de la population totale de l'espèce depuis les années 1970, la baleine franche australe n'est pas considérée comme menacée au niveau de l'espèce, et est donc classée comme préoccupation mineure par l'UICN (Cooke & Zerbini, 2018).

Bien que quatre populations reproductrices de baleines franches australes (sud-ouest de l'Atlantique – Argentine, Uruguay, Brésil, sud-est de l'Atlantique – Afrique du Sud et Namibie ; Australie ; et le sud-ouest du Pacifique – Nouvelle-Zélande) ont montré de fortes reprises (Bannister *et al.*, 2001, 2016 ; Best *et al.*, 2001 ; Brandão *et al.*, 2013 ; Cooke *et al.*, 2001, 2015 ; Jackson *et al.*, 2016), deux autres populations suspectées de reproduction (sud-est du Pacifique – Chili et Pérou, et sud-ouest de l'océan Indien – Madagascar et Mozambique) restent en très faibles nombres (Cooke & Zerbini, 2018), sont relativement inconnues et/ou ont connu des déclinés récents en l'absence de chasse à la baleine. La sous-population du sud-est du Pacifique au large du Chili/Pérou a été largement chassée aux XVIIIe, XIXe et XXe siècles par les flottes baleinières américaines, françaises et chiliennes (Clarke, 1965) et a montré des signes de reprise significativement réduits par rapport à d'autres populations de baleines franches australes (Castro Ayala *et al.*, 2024). Considérée comme moins de 50 individus matures, la sous-population a été évaluée séparément, ce qui a conduit à une liste des En danger critique d'extinction par l'UICN (Cooke, 2018a). Pour des raisons inconnues, la population au large de l'Afrique du Sud semble avoir fortement diminué, comme en

témoigne le nombre d'animaux isolés depuis 2010 et celui des couples vache-veau depuis 2015 (Findlay *et al.*, 2017).

Comparé à l'Atlantique Nord occidental, la faible densité moyenne des populations humaines, et donc la pêche, le transport maritime et d'autres activités potentiellement nuisibles dans l'hémisphère sud, signifie probablement que cette espèce est moins affectée par ces activités que la baleine franche de l'Atlantique Nord (IWC, 2013). Cependant, l'espèce fait face à une série de menaces qui pourraient affecter leur reconstruction. Deux menaces majeures pour les baleines franches australes sont l'emmêlement dans les engins de pêche et les collisions avec les navires (IWC, 2001). Les recherches suggèrent qu'à mesure que les zones d'alimentation antarctiques se réchauffent, le taux moyen de survie des baleineaux francs australes devrait diminuer (Leaper *et al.*, 2006). Par conséquent, le réchauffement océanique risque d'entraver la reprise des populations et de provoquer un déclin de la population, avec le potentiel de perturber les interactions du réseau trophique dans l'océan Austral, affaiblissant la contribution de cet écosystème à l'atténuation du changement climatique à l'échelle mondiale (Agrelo *et al.*, 2021).

***Les baleines franches australes ne sont pas soumises à la chasse contemporaine.***

**Baleine Sei (*Balaenoptera borealis*)**

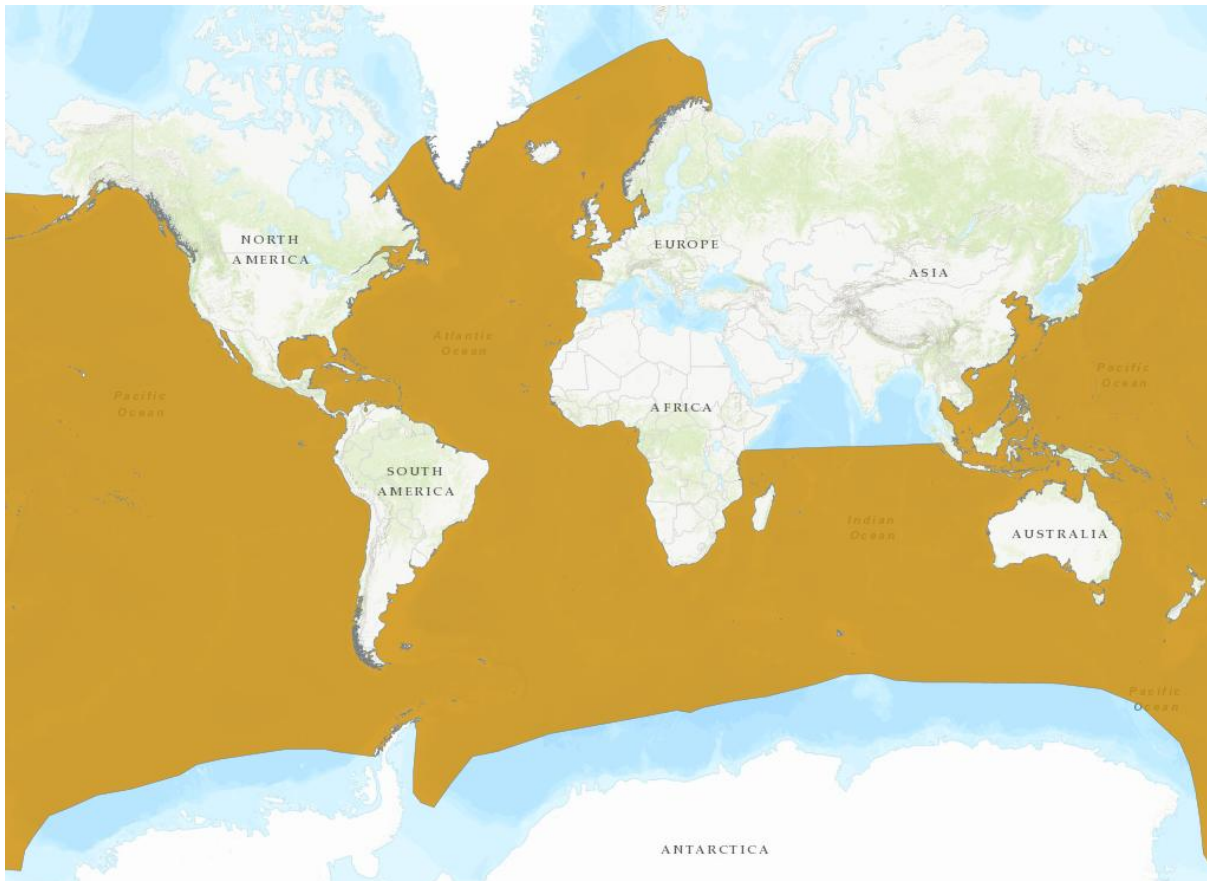
*Inscrit à l'Annexe I de la CMS en 2002*

*Non répertorié à l'Annexe II de la CMS*

*Parties CMS dans l'aire de répartition de l'espèce/population : Angola, Argentine, Australie, Brésil, Cap-Vert, Chili, République dominicaine, Danemark<sup>2</sup>, Irlande, Madagascar, Mauritanie, Maroc, Nouvelle-Zélande, Norvège, Pérou, Portugal, Sénégal, Afrique du Sud, Espagne, Royaume-Uni, Uruguay.*

---

<sup>2</sup> Le Danemark a réservé des baleines sei depuis 2002.



Répartition © des baleines Sei, UICN 2012. *Balaenoptera borealis*. La Liste rouge de l'UICN des espèces menacées. Version 2024-2.

La baleine sei a été fortement exploitée par la chasse moderne et les populations ont été significativement diminuées dans toutes les régions (Horwood, 2018). De la fin des années 1950 au milieu des années 1970, suite à l'épuisement des baleines bleues, nageoires et à bosse, l'exploitation des baleines sei-i a été particulièrement intense dans l'hémisphère sud et le Pacifique Nord (Cooke, 2018d). L'exploitation dans l'Atlantique Nord s'est produite sur une période plus longue et a été moins intensive, sauf dans l'Atlantique Nord oriental, où la population semble ne pas s'être rétablie (Cooke, 2018d). La population mondiale est actuellement estimée à environ 50 000 individus matures, bien que les projections de la taille de la population indiquent que la population mondiale pourrait se rétablir, et les baleines sei sont actuellement classées en danger par l'UICN (Cooke, 2018d).

La chasse à la baleine pour les baleines sei-i a cessé dans le Pacifique Nord en 1975, dans l'hémisphère sud en 1979 et dans l'Atlantique Nord à partir de 1986 (Thomas *et al.*, 2016). Dans le Pacifique Nord, une population de plus de 60 000 habitants a été réduite à environ 15 000 (Horwood, 2018), tandis que des enquêtes récentes indiquent une abondance actuelle de plus de 30 000 (Hakamada & Matsuoka, 2015). À ce jour, les études génétiques n'ont pas clairement défini les différentes populations de baleines sei-ois (Kanda *et al.*, 2006), cependant, les biologistes ont séparé les populations à des fins de gestion (Horwood, 2018).

Le Japon a repris la chasse aux baleines sei-o-de-mer dans le Pacifique Nord en 2002, sous un permis scientifique dans le cadre du Programme japonais de recherche sur les baleines sous permis spécial dans le Pacifique Nord (JARPN II) (Cooke, 2018d). De 2004 à 2013, le quota annuel était de 100 animaux. Cependant, à partir de 2014, le Japon a réduit le quota annuel de baleines sei-i de 100 à 90 individus (Thomas *et al.*, 2016). En 2017, le Japon a augmenté son quota annuel à 134 baleines sei, dans le cadre de son Nouveau Programme

scientifique de recherche sur les baleines dans le Pacifique Nord occidental (NEWREP-NP) (IWC, 2018b). En 2019, le Japon a quitté la CBI et a repris la chasse commerciale à la baleine dans sa propre ZEE, avec un quota de 25 baleines sei par an, fixé en interne, sans aucun contrôle indépendant. En décembre 2024, le Japon a augmenté le quota de baleines sei-i pour le bloc 2025–2030 à 56 baleines, toujours sans examen indépendant.

Entre 2014 et 2024, un total de 689 baleines sei-i ont été capturées, avec une moyenne de 62,6 par an. Un minimum de 23 individus a été enregistré en 2023 et un maximum de 135 en 2018 (IWC, 2024a).

#### *Menaces supplémentaires*

En raison de leur répartition au large, il existe très peu d'informations sur les menaces actuelles pesant sur les baleines sei. Bien que les collisions avec les navires, l'emmêlement dans les engins de pêche et la pollution sonore soient susceptibles d'affecter les baleines sei, dans une moindre mesure, les impacts potentiels du climat et des changements océanographiques sur les baleines sei, en ce qui concerne l'habitat, la disponibilité de nourriture et les événements potentiellement de mortalité massive (MME), sont plus préoccupants (National Marine Fisheries Service [NMFS], 2021). En mars 2015, au moins 343 baleines, principalement sei, se sont massivement échouées dans un golfe du sud du Chili, leur mort synchrone étant attribuée à des proliférations d'algues nuisibles (HABs) lors d'un événement El Niño en développement. L'augmentation de la fréquence et de l'ampleur des MME due au changement climatique aurait un impact direct et significatif sur les populations de baleines sei et leurs proies, menaçant leur reprise (Häussermann *et al.*, 2017). Les impacts du climat et des changements océanographiques sur les espèces proies de la baleine sei pourraient potentiellement contribuer aux événements de mortalité de cette espèce (NMFS, 2021).

#### *Commerce*

Les 90 baleines sei capturées en 2014, 2015 et 2016 sous un permis spécial du Japon figurent dans la base de données commerciale CITES comme « *90 corps prélevés en haute mer* » (*l'environnement marin qui n'est sous la juridiction d'aucun État*). En 2017 et 2018, deux autres cas ont été signalés de captures de sei-baleines en haute mer, mais cette fois rapportés respectivement 1 120 tonnes et 990 tonnes de viande. La viande de baleine Sei est vendue sur les marchés domestiques japonais et n'est pas connue pour être échangée à l'international.

***La baleine sei est chassée commercialement au Japon, où il y avait un quota auto-attribué de 25 baleines par an de 2019 à 2024. Ce quota auto-alloué a augmenté à 56 baleines par an pour 2025 – 2030.***

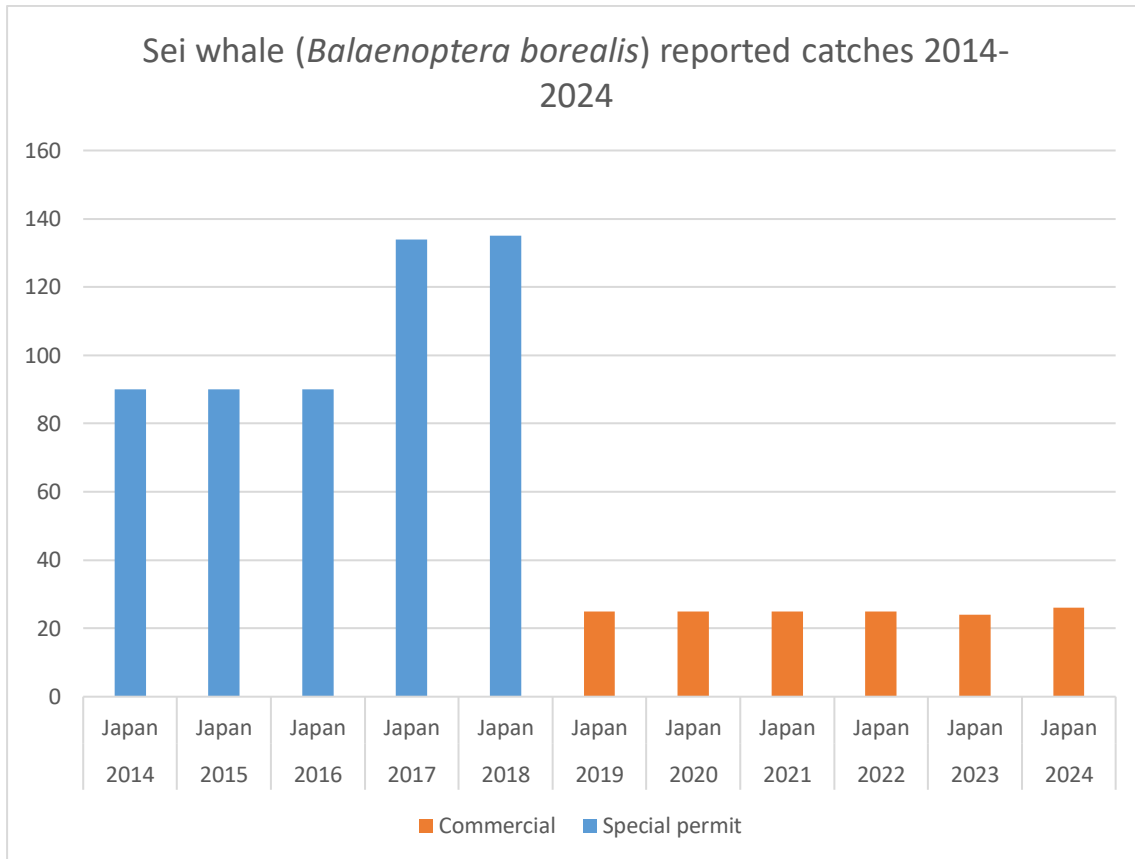


Figure 2. Captures signalées de baleines sei-o-i entre 2014 et 2024.

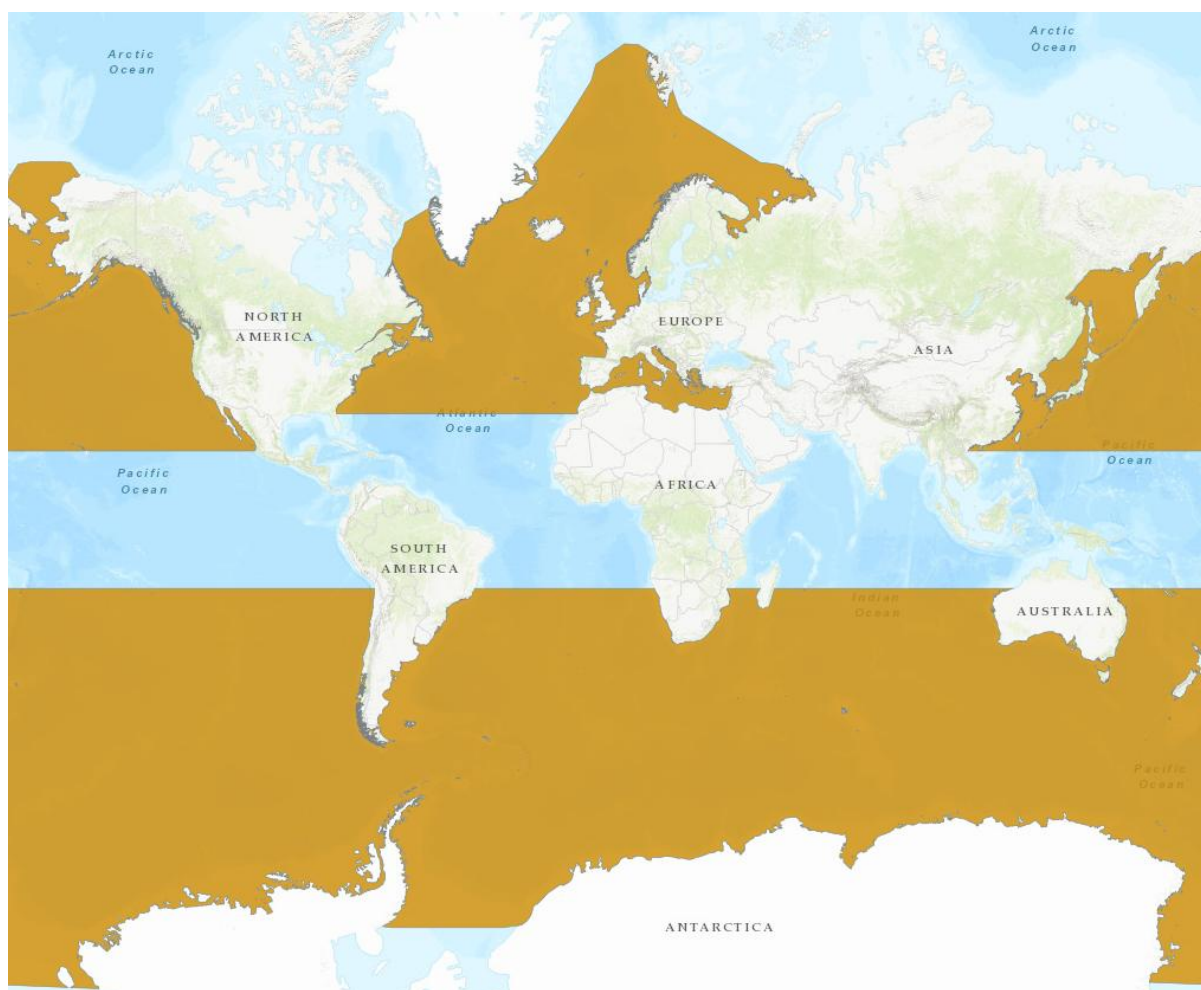
**Rorkalot (*Balaenoptera physalus*)**

Inscrit à l'Annexe I de la CMS en 2002

Inscrit à l'Annexe II de la CMS en 2002

Parties CMS dans l'ensemble des espèces/populations : Algérie, Angola, Argentine, Australie, Belgique, Brésil, Cap-Vert, Chili, Congo, République démocratique du Congo, Croatie, Chypre, Danemark, Équateur, Égypte, Danemark<sup>3</sup>, Fidji, France, Gabon, Allemagne, Grèce, Irlande, Israël, Italie, Liban, Libye, Madagascar, Malte, Maurice, Monaco, Maroc, Mozambique, Pays-Bas, Nouvelle-Zélande, Norvège, Pérou, Philippines, Portugal, Fédération de Russie, Arabie Saoudite, Seychelles, Slovénie, Afrique du Sud, Espagne, Suède, République arabe syrienne, Tunisie, Royaume-Uni.

<sup>3</sup> Le Danemark a créé une réserve sur les rorquals communs depuis 2002.



Répartition © des rorquals communs UICN 2014. *Balaenoptera physalus*. La Liste rouge de l'UICN des espèces menacées. Version 2024-2.

Bien que l'abondance des rorquals ait été négativement affectée par la chasse à la baleine (Wolf *et al.*, 2022), la protection a conduit à une reprise notable des populations de rorquals communs ; par exemple, de grandes concentrations d'animaux nourrisseurs sur la péninsule Antarctique suggèrent la réinstallation de comportements historiques, et le retour aux zones ancestrales d'alimentation signale une population en reprise (Herr *et al.*, 2022).

Les estimations mondiales disponibles suggèrent une population totale de 145 000 individus (100 000 individus matures) (Atlantique Nord : 70 000 baleines en 2015 ; Pacifique Nord : 50 000 baleines en 2011 ; Hémisphère sud : 25 000 baleines en 2008) et le rorquals a récemment été rétrogradé de « En danger à vulnérable » par l'UICN (Cooke, 2018c). Cependant, des estimations plus récentes de la population de l'Atlantique Nord ne comptent que 40 000 à 60 000 habitants ( Wolf *et al.*, 2022 et littérature interne) des individus. Par ailleurs, la sous-population méditerranéenne est considérée comme comprenant moins de 1 720 individus matures et est classée comme menacée par l'UICN (Panigada *et al.*, 2021). Les rorquals de l'Atlantique Nord et du Pacifique Nord sont soumis aux pratiques de chasse à la baleine modernes.

#### *Atlantique Nord*

En 2013, l'Islande a repris la chasse commerciale contemporaine des rorquals communs, en émettant des quotas auto-attribués de 184 et 154 baleines pour 2013 et 2014 respectivement. En 2015, les baleiniers islandais ont capturé 155 baleines, suivis de l'absence de chasse à la baleine en 2016 et 2017. En 2018, 146 baleines (dont deux hybrides rares de ralore

bleue/baleine nageoire) ont été capturées, tandis qu'en 2019, bien qu'un quota auto-attribué de 209 par an jusqu'en 2023 ait été émis, aucune chasse à la baleine n'a été entreprise avant 2022, année où 148 individus ont été prélevés. Bien qu'il dispose d'un quota auto-attribué et d'une licence, en raison de préoccupations de bien-être animal, la chasse à la baleine n'a pas été pratiquée en 2023. La chasse à la baleine n'a pas non plus été entreprise en 2024, malgré l'existence d'une licence permettant d'accueillir 128 individus. Le 5 décembre 2024, le ministre islandais de l'Alimentation et de l'Agriculture, ainsi que Premier ministre par intérim, a délivré un permis de pêche autorisant la mise à mort de 209 rorquals communs par an, pendant cinq ans, à condition que *la capture annuelle de rorquals sur la période 2018-2025 ne dépasse pas 161 animaux dans la zone de pêche de l'Est du Groenland et de l'Ouest de l'Islande et un maximum de 48 rorquals dans la région de l'Est de l'Islande/îles Féroé*. Le permis doit être prolongé annuellement d'un an et jusqu'à 20 % du quota de pêche non utilisé de chaque année peut être reporté à l'année suivante (Gouvernement islandais, 2024).

	Limite de prise	Numéro de prise
<b>2013</b>	184	134
<b>2014</b>	154	137
<b>2015</b>	155	155
<b>2016</b>	154	0
<b>2017</b>	150	0
<b>2018</b>	161	146
<b>2019</b>	209	0
<b>2020</b>	209	0
<b>2021</b>	209	0
<b>2022</b>	209	148
<b>2023</b>	209	24
<b>2024</b>	128 (99 pour le Groenland et l'ouest de l'Islande ; 29 pour l'est de l'Islande et les îles Féroé)	0

Tableau 1. Limites de capture et chiffres de capture islandaises auto-attribués pour les rorquals communs pour 2013-2024, selon les données de l'IWC.

La chasse à la baleine de subsistance aborigène (ASW) est pratiquée par des chasseurs dans l'ouest du Groenland, où un quota de 19 rorquals par an est en place depuis 2015 (IWC, 2016). La capture moyenne est de 4 rorquals communs par an depuis 2018 (IWC, 2024a) ; calculé comme 47 % du quota 2008-2012, 53 % du quota 2013-2017 et 22 % du quota 2018-2023 (Gouvernement du Groenland, 2018).

#### *Pacifique Nord*

Bien que légalement protégée contre la chasse à la baleine par la CBI dans le Pacifique Nord depuis 1976, de petites prises ont continué au large de la Corée jusqu'en 1981 (Cooke, 2018c). Cependant, en juin 2024, le Japon a annoncé qu'il reprendrait la chasse aux baleines dans sa propre ZEE et a ajouté 59 rorquals à des quotas de chasse à la baleine (Agence japonaise des pêches, 2024), dont 32 capturés durant la saison 2024. Il ne fait aucun doute que, grâce à la chasse commerciale à la baleine, les populations de rorquals dans le Pacifique Nord ont fortement diminué, par exemple on estime que le stock dans l'ouest du Pacifique Nord est passé d'un « niveau initial » de 44 000 à 17 000 en 1975 (Cooke, 2018c). Bien qu'il n'existe actuellement aucune estimation de la population des rorquals communs dans l'ensemble du Pacifique Nord (Cooke, 2018c), la zone du nord-ouest du Pacifique où le Japon

devait reprendre la chasse a été étudiée entre 2002 et 2015, aboutissant à une estimation d'environ 4 000 rorquals communs (Hakamada & Matsuoka, 2016).

Entre 2014 et 2024, un total de 710 rorquals communs ont été capturés, avec une moyenne de 64,5 par an. Un minimum de deux a été enregistré en 2021 (N.B. à la fois au Groenland, car il n'y avait pas de chasse à la baleine en Islande ou au Japon en 2021), et un maximum de 168 en 2015. Une prise illégale connue a eu lieu en Corée du Sud en 2015 (IWC, 2024a).

#### *Menaces supplémentaires*

Les rorquals communs sont l'une des espèces de grandes baleines les plus fréquemment signalées lors de collisions de navires (CBI, 2018a). Bien que les incidents signalés aient été très rares par rapport à l'abondance de l'espèce, la plupart des collisions impliquant de grands navires ne sont probablement pas détectées, et à ce jour, aucune évaluation quantitative satisfaisante du risque réel n'a été réalisée (Cooke, 2018c). Il existe cependant une forte probabilité qu'en Méditerranée, les collisions avec les navires et la mortalité des pêches dépassent le seuil critique fixé par l'Accord sur la conservation des cétacés de la mer Noire, de la mer Méditerranée et de la zone atlantique contiguë (ACCOBAMS) (Sèbe *et al.*, 2023). Les rorquals communs sont également sujets à l'emmêlement dans les engins de pêche commerciaux ; cependant, il est probable qu'à l'échelle mondiale, la menace liée à l'enchevêtrement soit faible par rapport à l'abondance globale de l'espèce (Cooke, 2018c). L'ingestion de débris marins est considérée comme une menace émergente (Fossi *et al.*, 2012 ; Im *et al.*, 2020).

#### *Commerce*

La base de données commerciale CITES contient les exportations commerciales connues de viande de rorquals d'Islande vers le Japon, rapportant 1624 tonnes (déclarées par l'importateur) ou 2546 tonnes (déclarées par l'exportateur) en 2014, 2012 tonnes en 2015, 1556 tonnes en 2017, 1977 tonnes en 2018, 1961 tonnes en 2019 et 1235 tonnes en 2020. La base de données contient un autre « 9 corps prélevés en haute mer » (*l'environnement marin non sous la juridiction d'aucun État*) importés au Japon à des fins scientifiques en 2014, ainsi que 100 g de viande importés aux États-Unis depuis le Japon en 2017 pour un usage personnel, qui ont été confisqués.

***Les rorquals sont soumis à la chasse à la baleine ASM dans l'ouest du Groenland, avec une capture autorisée de 19 baleines par an. L'espèce est commercialisée à la fois en Islande et au Japon, où des quotas annuels auto-attribués de 209 et 59 baleines sont en place.***

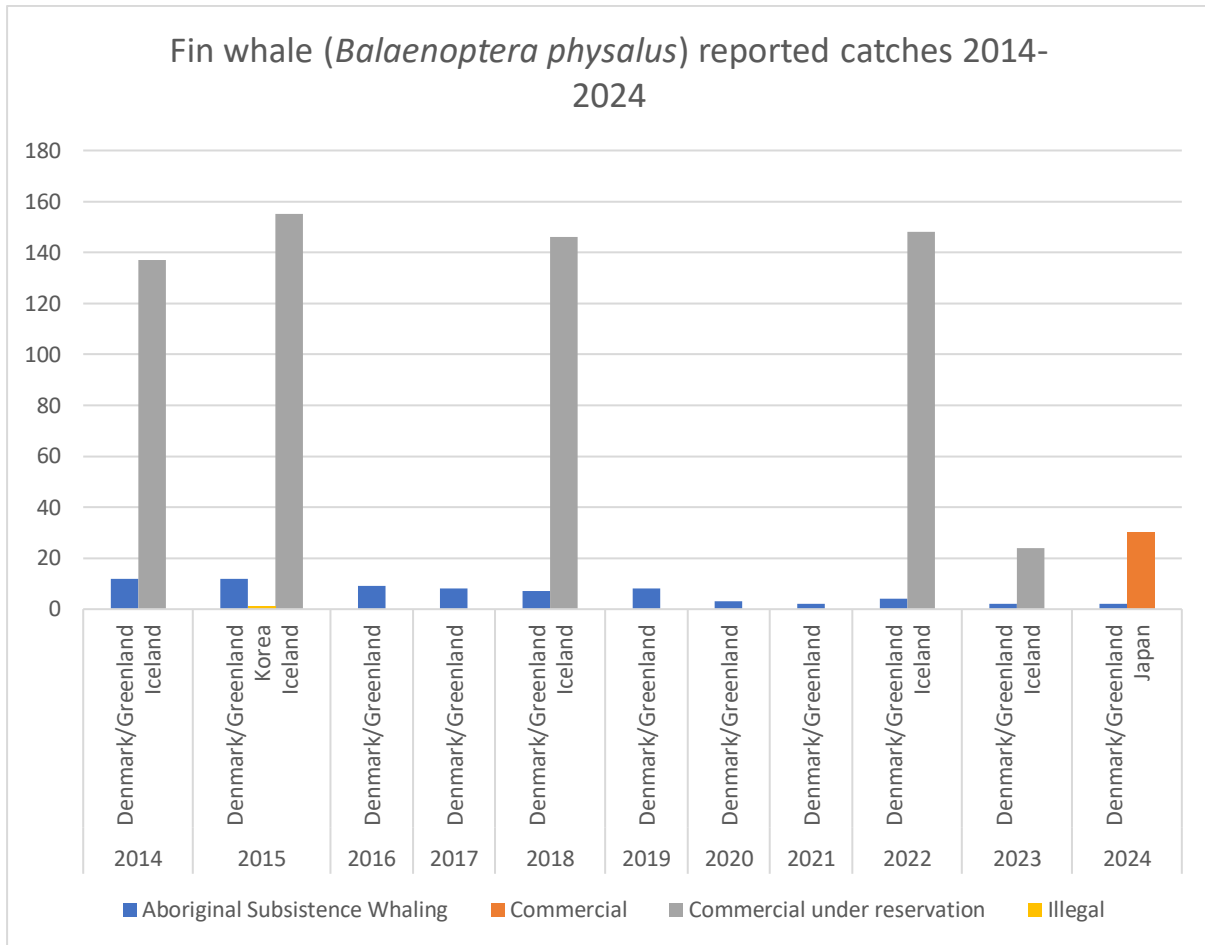


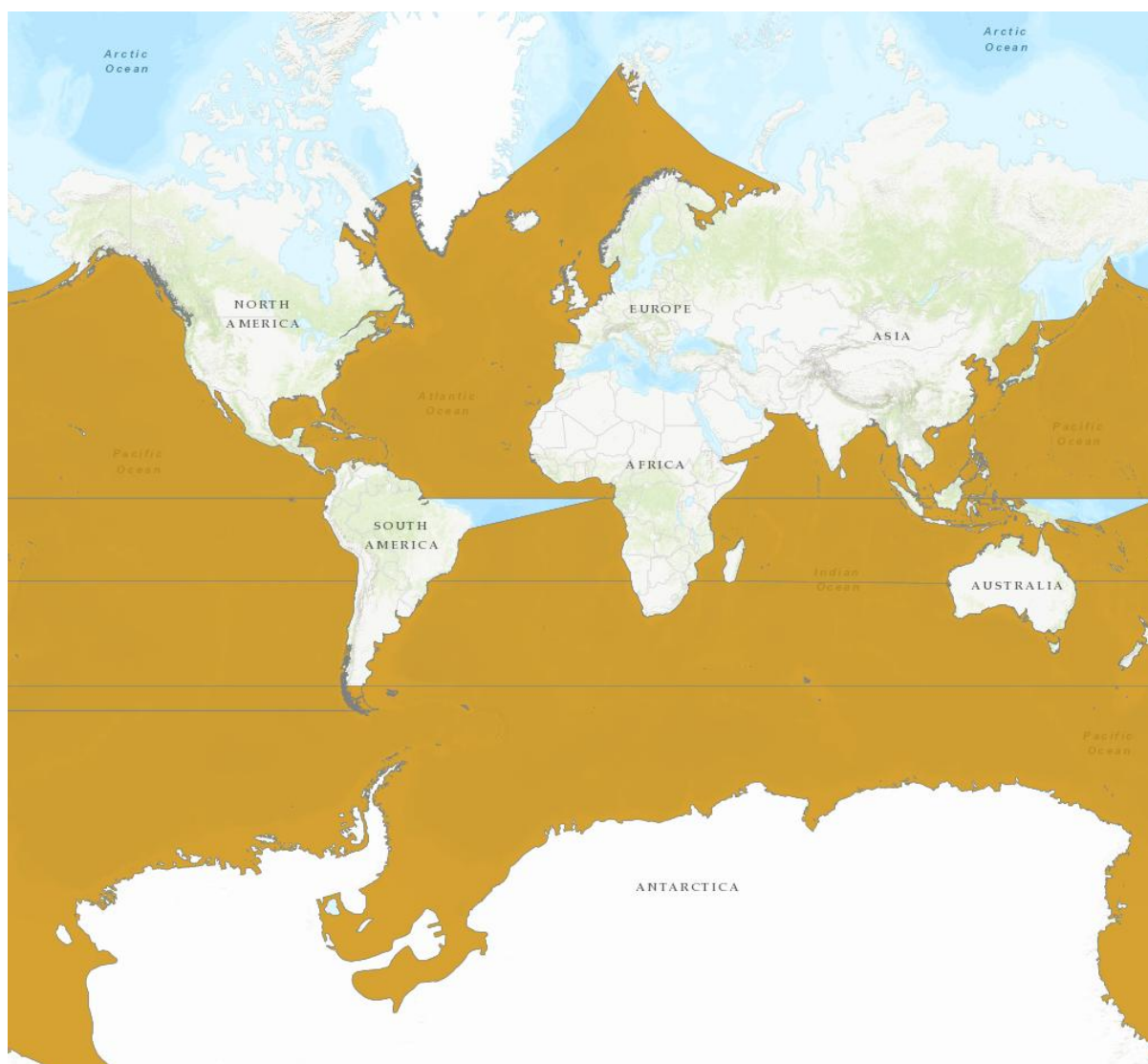
Figure 3. Des captures de rorquals communs rapportées entre 2014 et 2024, selon les données de la CBI.

**Baleine bleue (*Balaenoptera musculus*)**

Inscrit à l'annexe I de la CMS en 1979

Non répertorié à l'Annexe II de la CMS

Parties CMS dans l'aire de répartition des espèces/populations : Angola, Argentine, Australie, Bangladesh, Brésil, Cap-Vert, Chili, Îles Cook, Costa Rica, Danemark, Djibouti, Équateur, Danemark, Fidji, France, Gabon, Inde, République islamique d'Iran, Irlande, Kenya, Madagascar, Maldives, Mauritanie, Maurice, Maroc, Mozambique, Nouvelle-Zélande, Norvège, Oman, Pakistan, Palaos, Panama, Pérou, Philippines, Portugal, Sénégal, Seychelles, Somalie, Afrique du Sud, Espagne, Sri Lanka, République unie de Tanzanie, Royaume-Uni, Uruguay, Yémen.



Répartition © de la baleine bleue, UICN 2012. *Balaenoptera musculus*. La Liste rouge de l'UICN des espèces menacées. Version 2024-2.

La baleine bleue a été chassée jusqu'au bord de l'extinction. Dans l'Atlantique Nord, par exemple, il est suggéré qu'entre 15 000 et 20 000 individus ont été capturés lors d'opérations historiques de chasse à la baleine (Cooke, 2018b). Un minimum absolu de 9 000 baleines bleues ont été enregistrées comme capturées dans le Pacifique Nord, tandis qu'un total de 5 276 baleines bleues ont été signalées capturées dans l'est du Pacifique Sud (Allison, 2017). Cependant, ce dernier chiffre est considéré comme sous-estimé, et le nombre probable de tués totaux se situe entre 6 000 et 7 000 (Cooke, 2018b). La capture totale estimée historiquement des baleines bleues pygmées est estimée à environ 14 000 baleines, tandis que la baleine bleue antarctique (*B. m. ssp intermedia*) compte environ 350 000 baleines (Cooke, 2018f).

La taille actuelle de la population mondiale des baleines bleues se situe plausiblement entre 10 000 et 25 000 individus, un nombre similaire à celui de ceux capturés rien que dans l'Atlantique Nord, avec 5 000 à 15 000 individus matures, contre une population mondiale d'au moins 140 000 individus matures en 1926 (Cooke, 2018b). Aujourd'hui, reconnue comme comprenant cinq sous-espèces, l'espèce est classée en danger par l'UICN (Cooke, 2018b), tandis que la baleine bleue antarctique est en danger critique d'extinction (Cooke, 2018f).

Les informations concernant la récupération des populations de baleines bleues après la chasse à la baleine sont variées. Les estimations récentes d'abondance pour l'Atlantique Nord central et oriental sont passées de 298 en 1987 à 1 012 en 2001 (Pike *et al.*, 2009), et il a également été suggéré que la population de baleines bleues dans le Pacifique Nord oriental s'était rétablie à près de son abondance d'avant la chasse à la baleine, estimée à 1 750 à 2 500 baleines (Monnahan *et al.*), 2015). D'autre part, des relevés récents menés dans l'ouest du Pacifique Nord n'ont rencontré aucun rorquals bleus autour de la côte japonaise, où jusqu'aux années 1960, au moins 2 000 individus ont été capturés lors d'opérations de chasse à la baleine côtière (Miyashita *et al.*, 1996 ; Matsuoka *et al.*, 2016). En 1998, l'estimation circumpolaire de l'abondance des baleines bleues antarctiques était de 2 280 (Cooke, 2018b). Cependant, dans une étude plus récente, entre 2003 et 2019, une estimation de la population de 3 506 baleines a été établie, avec un taux de croissance de population estimé entre 10 et 11 % (Olsen *et al.*, 2024).

Bien que les baleines bleues soient protégées de la pression de chasse, des hybrides de baleine bleue-baleine d'origine nord-atlantique ont été capturés lors des opérations de chasse à la baleine islandaise (Fioravanti *et al.*, 2022). Les événements d'hybridation chez ces grands mammifères marins sont probablement sous-estimés et considérés comme une menace potentielle supplémentaire pour la reconstruction des populations de baleines bleues (Pampoulie *et al.*, 2021). Cela est confirmé par un séquençage récent du génome des baleines bleues de l'Atlantique Nord (*Balaenoptera musculus musculus*), qui a révélé qu'environ 3,5 % de leur ADN provient des rorquals communs (Jossey *et al.*, 2024).

#### *Menaces supplémentaires*

Les preuves suggèrent que les collisions avec les navires et les blessures associées représentent un facteur important de mortalité anthropique (Rockwood *et al.*), 2017). Plus de 16 % des individus dans le catalogue d'identification photographique du golfe du Saint-Laurent semblent présenter des cicatrices ou des blessures résultant de collisions avec des navires (Sears & Calambokidis, 2002), tandis que les baleines bleues au large du Sri Lanka font face à une menace accrue de collision avec un navire en raison de l'intensité du trafic (de Vos *et al.*, 2016). L'hybridation avec les rorquals communs représente une menace potentielle émergente pour leur reconstruction, car chaque échantillon prélevé sur les baleines bleues vivant aujourd'hui contenait au moins un peu d'ADN de rorquals dans le génome, ce qui signifie que l'espèce pourrait être moins bien équipée pour s'adapter aux menaces environnementales (Jossey *et al.*), 2024).

Les impacts de la compétition en ressources (National Marine Fisheries Service, 1998) et du changement climatique (Thomas *et al.*, 2016) ont également été suggérés comme des difficultés inhérentes à la reconstruction de l'espèce.

#### *Commerce*

En 2016, 850 g de viande ont été confisqués lors de l'importation aux États-Unis depuis le Japon pour un usage personnel.

***Les baleines bleues ne sont pas soumises à la chasse à la baleine contemporaine. Cependant, des hybrides bleu/ailon ont été capturés dans les opérations commerciales de chasse à la baleine islandaise.***

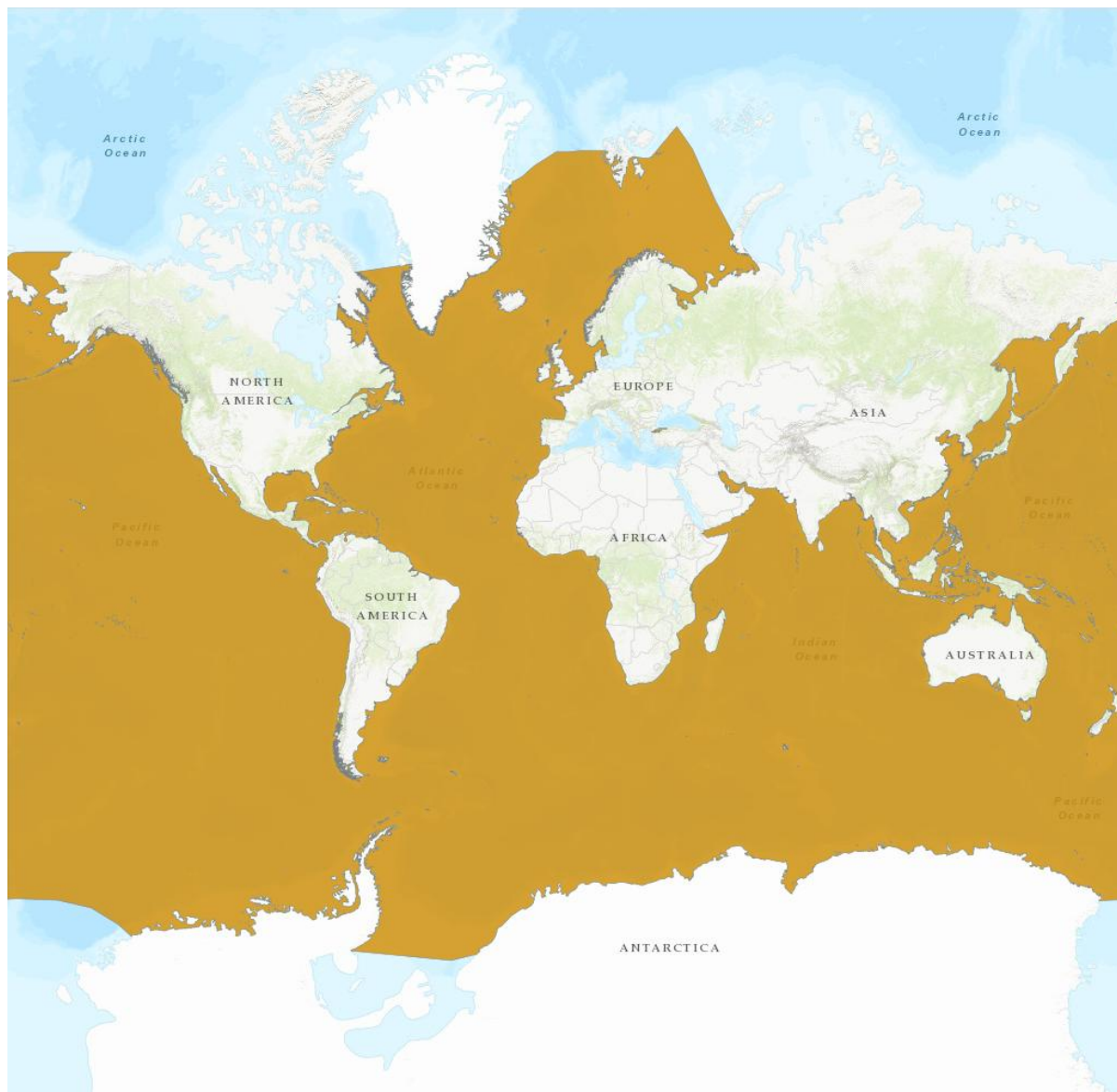
#### **Baleine à bosse (*Megaptera novaeangliae*)**

*Inscrit à l'Annexe I en 1979*

*Non répertorié à l'Annexe II*

*Parties CMS dans l'aire de répartition de l'espèce/population : Angola, Antigua-et-Barbuda, Argentine, Australie, Bahreïn, Belgique, Bénin, Brésil, Cap-Vert, Cameroun, Chili, Congo, République démocratique du Congo, Îles Cook, Costa Rica, Cuba, Côte d'Ivoire, Danemark,*

Djibouti, République dominicaine, Équateur, Égypte, Guinée équatoriale, Danemark, Fidji, France, Guyane française, Gabon, Gambie, Allemagne, Ghana, Guinée, Guinée-Bissau, Honduras, Inde, République islamique d'Iran, Irak, Irlande, Israël, Jordanie, Kenya, Libéria, Madagascar, Mauritanie, Maurice, Maroc, Mozambique, Pays-Bas, Nouvelle-Zélande, Nigeria, Norvège, Oman, Pakistan, Palaos, Panama, Pérou, Philippines, Portugal, Samoa, Sao Tomé-et-Prince, Arabie Saoudite, Sénégal, Seychelles, Somalie, Afrique du Sud, Espagne, Norvège, Sri Lanka, Suède, République unie de Tanzanie, Togo, Trinité-et-Tobago, Émirats arabes unis, Royaume-Uni, Uruguay, Yémen.



Répartition © de la baleine à bosse, UICN 2012. *Megaptera novaeangliae*. La Liste rouge de l'UICN des espèces menacées. Version 2024-2.

La chasse commerciale à la baleine a sérieusement épuisé toutes les populations de baleines à bosse, mais depuis leur protection en 1966, lorsque la population mondiale avait été réduite à environ 5 000 individus (Baker *et al.*, 1993), il y a eu des augmentations substantielles de trois sous-espèces reconnues dans l'Atlantique Nord, le Pacifique Nord et l'hémisphère Sud. Avec une estimation de population mondiale d'environ 84 000 individus matures sur un total de 135 000 baleines, l'espèce est classée comme préoccupation mineure par l'UICN (Cooke, 2018e). La sous-population de la mer d'Arabie, avec moins de 100 individus estimés restant (Minton *et al.*), 2011 ; Collins *et al.*, 2018), et la sous-population d'Océanie, avec environ 4

329 individus (Constantine *et al.*, 2012), ont été évalués séparément et tous deux sont classés comme en danger par l'UICN (Minton *et al.*, 2008 ; Childerhouse *et al.*, 2008).

La chasse à baleine contemporaine continue d'affecter les baleines à bosse dans trois lieux connus à travers le monde.

#### *Groenland occidental*

La chasse à baleines de subsistance aborigène (ASM) des baleines à bosse est réglementée par la CBI au Groenland occidental, où un quota de 10 baleines à bosse par an est en place depuis 2013 (CBI, 2016). La capture totale entre 2014 et 2024 était de 43 baleines (IWC, 2024a).

#### *Saint-Vincent-et-les-Grenadines (SVG)*

La chasse baleinière de subsistance aborigène (ASM) sur l'île de Bequia cible les baleines à bosse lors de leur migration annuelle depuis leurs zones d'alimentation estivale dans l'Atlantique Nord (Stevick *et al.*, 2018). Bien que la viande, la graisse et les organes internes soient utilisés, l'huile est également utilisée localement comme médicament oral et topique, pour la cuisine et pour d'autres usages domestiques (Fielding & Kiszka, 2021). Pendant le bloc de quota de 6 ans 2013-2018, les chasseurs pouvaient capturer un total maximum de 24 baleines, ce quota ayant ensuite été porté à 28 pour les saisons 2019-2025 (IWC, 2016 ; IWC, 2024b). Un total de 11 baleines à bosse ont été capturées entre 2014 et 2024 (CBI, 2024a).

#### *Afrique de l'Ouest*

On sait très peu de choses sur une opération de chasse à baleine ciblant les baleines à bosse au large de l'île d'Annobón, en Guinée équatoriale, cependant, des preuves vidéo récentes ont confirmé que cette pratique, où les veaux sont la cible principale, est toujours en cours (Fielding & Barrientos, 2021). Une différence entre la chasse à la baleine à Annobón et à la fois à Bequia et au Groenland occidental est que la chasse à la baleine dans cette dernière est réglementée par la CBI tandis que la chasse à Annobón est régie par les lois et coutumes locales. Des cas similaires de prises occasionnelles de baleines à bosse ont été documentés dans d'autres pays du golfe de Guinée, mais l'échelle est inconnue (Fielding & Barrientos, 2021).

#### *Mondial*

Les statistiques officielles de capture montrent que 56 baleines à bosse individuelles ont été capturées entre 2014 et 2024, avec un minimum de deux en 2022 et un maximum de neuf en 2014. Une baleine à bosse a été capturée lors d'une « prise non autorisée » aux États-Unis en 2016 (IWC, 2024a). Un nombre inconnu a été capturé lors d'opérations baleinières au large de l'Afrique de l'Ouest.

Certaines populations de baleines à bosse ont connu des augmentations substantielles. Cependant, les schémas migratoires de l'espèce introduisent une complexité pour comprendre les impacts de la chasse à la baleine sur la récupération des populations de baleines à bosse dans l'Atlantique Nord. La migration documentée d'une mère et d'un couple de baleineaux à bosse islandaises depuis les zones de reproduction des Antilles met en lumière la connectivité et les impacts inconnus de la chasse à la baleine dans les Caraïbes (Basran *et al.*, 2023). De plus, la migration confirmée d'un individu depuis le site de reproduction des îles du Cap-Vert (CVI) vers une zone d'alimentation de l'Atlantique Nord occidental au large de l'ouest du Groenland, qui est également le site d'une chasse de subsistance aborigène, a de fortes implications pour les efforts de conservation de la petite population de CVI (Chosson *et al.*, 2024). Un changement de répartition récemment observé des baleines à bosse autour du Groenland, qui a montré une diminution significative du nombre d'individus utilisant les zones d'alimentation de l'ouest du Groenland, augmente la

probabilité qu'une baleine individuelle soit chassée, ce qui suscite une inquiétude supplémentaire pour la conservation de la petite population de CVI (Hansen *et al.*, 2018). Un déplacement extrême de distance démontre une plasticité comportementale chez les baleines à bosse, ce qui peut jouer un rôle important dans les stratégies d'adaptation aux changements environnementaux mondiaux et peut-être être une réponse évoluée à diverses pressions (Kalachnikova *et al.*., 2024).

### Menaces supplémentaires

Les baleines à bosse font face à une variété de menaces dont l'intensité et la gravité varient selon leur localisation. Dans l'Atlantique Nord, où elles sont actuellement soumises à la pression de la chasse, les proliférations d'algues nuisibles (HAB), les collisions de navires et les enchevêtrements d'équipements de pêche risquent de réduire modérément la taille de la population et/ou le taux de croissance, tandis que les impacts du changement climatique sont inconnus (Bettridge *et al.*, 2015). Un Événement de Mortalité Inhabituelle (UME) a été déclaré depuis 2016 et est en cours en réponse à l'augmentation des mortalités de baleines à bosse le long de la côte atlantique des États-Unis. Parmi les baleines examinées, environ 40 % présentaient des signes d'interaction humaine, soit par collision avec un navire, soit par emmêlement (NOAA, 2024).

### Commerce

Un rapport fait état de 22 (sans nombre donné) de pétrole importé en Australie depuis Colombie en 2021 à des fins scientifiques. Selon le portail TRAFFIC Wildlife Trade Portal, en 2019, 26 os de baleine à bosse et un bocal de graisse provenant de chair de baleine ont été saisis à Libreville, au Gabon.

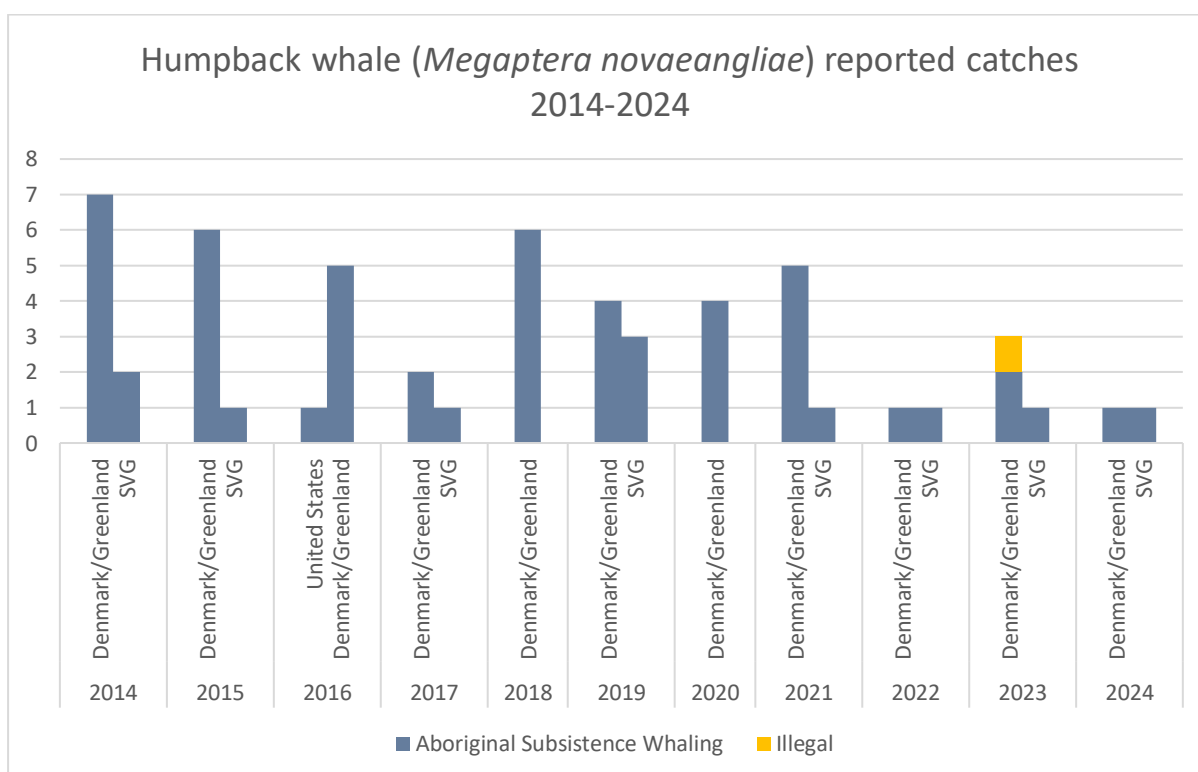


Figure 4. Des captures rapportées de baleines à bosse entre 2014 et 2024, selon les données de la CBI.

**Les baleines à bosse sont réglementées dans le cadre du Plan de gestion de la chasse à la baleine aborigène de la CBI dans l'ouest du Groenland, avec un bloc quota de 6 ans d'un maximum de 10 baleines par an. Ils sont également soumis à la PMS à Saint-**

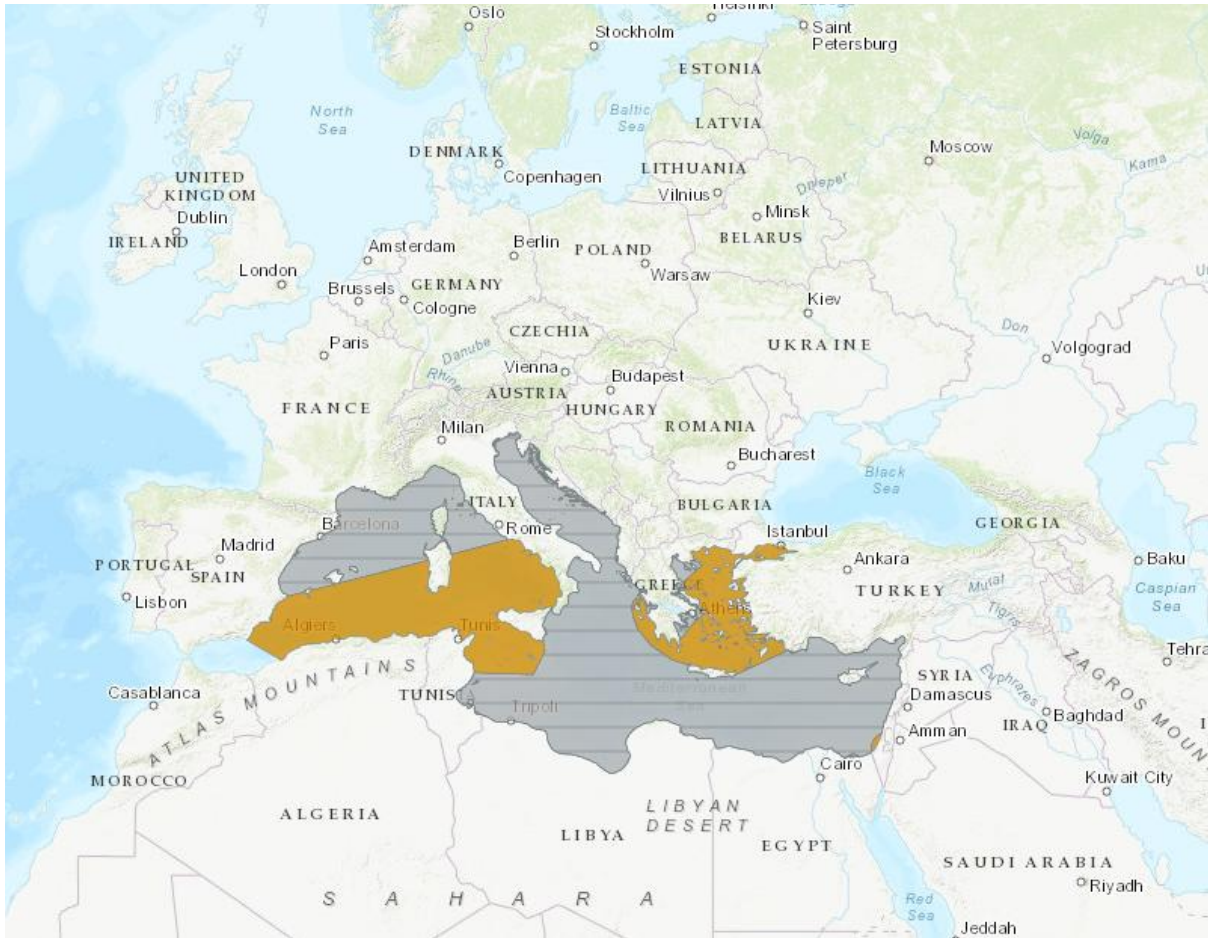
**Vincent-et-les-Grenadines, avec un total maximum de 28 baleines pour la période 2019-2025. La chasse à la baleine non réglementée est pratiquée en Guinée équatoriale et potentiellement dans d'autres pays d'Afrique de l'Ouest.**

**Dauphin commun (*Delphinus delphis*) - population méditerranéenne**

Inscrit à l'Annexe I en 2005

Inscrit à l'annexe II en 1988 (avec les populations de la mer du Nord et de la mer Baltique, de la mer Noire et du Pacifique tropical oriental)

Parties CMS dans l'ensemble des espèces/populations : Albanie, Algérie, Bosnie-Herzégovine, Croatie, Chypre, Égypte, France, Grèce, Israël, Italie, Liban, Libye, Malte, Monaco, Monténégro, Espagne, Slovénie, République arabe syrienne, Tunisie.



Répartition © de la sous-population méditerranéenne de dauphins communs UICN 2022. *Delphinus delphis* Sous-population méditerranéenne intérieure. La Liste rouge de l'UICN des espèces menacées. Version 2024-2

La « population méditerranéenne » de dauphin commun a été classée pour la première fois en danger par l'UICN en 2003 (Bearzi, 2003). Une réévaluation en 2021 a révélé que le nombre d'individus matures était inférieur à 2 500, avec un taux de déclin estimé probablement entre 5 % et 10 % par an, garantissant que la nouvelle « sous-population de la Méditerranée intérieure » conservait la liste des espèces en danger (Bearzi et al., 2022). Le golfe de Corinthe (GoC) est relié par un étroit détroit aux eaux ouvertes de la Méditerranée. Cependant, avec moins de 10 individus estimés restants et aucun échange entre les populations, la sous-population de la GoC est classée comme en danger critique d'extinction par l'UICN (Bearzi et al., 2020).

Bien que les dauphins communs soient capturés comme appâts et/ou consommés ailleurs dans le monde (Altherr & Hodgins, 2024), la sous-population de la Méditerranée intérieure n'est pas affectée par les chasses dirigées (Bearzi *et al.*, 2022).

Les dauphins communs étaient autrefois largement répartis sur une grande partie de la Méditerranée (Notarbartolo di Sciara & Tonay, 2021). Cependant, les dauphins ont longtemps été considérés comme des nuisibles méritant une extermination systématique, et la pratique de tuer de petits cétacés (en particulier les dauphins communs) était répandue jusqu'aux années 1960. On pense que ces chasses passées ont été un facteur important dans la précipitation du déclin de l'espèce dans la région (Bearzi *et al.*, 2022). D'autres menaces ont pu contribuer, individuellement ou en synergie, au déclin continu de la population, notamment l'épuisement des proies, les prises accessoires dans les pêches, la pollution, les risques pour la santé et le changement climatique (Vella *et al.*, 2021). Bien que la concurrence avec les pêcheries soit source d'inquiétude, les preuves suggèrent que la prise accessoire seule est peu susceptible d'être le facteur principal responsable du déclin des dauphins communs dans la région, mais elle a pu jouer un rôle significatif à certains moments et dans certaines zones (Bearzi *et al.*, 2003), par exemple causée par des prises accessoires dans les filets dérivants (Bearzi *et al.*, 2022). Des niveaux élevés de PCB chez les dauphins méditerranéens, comparés à ceux d'autres régions, impliquent des possibilités d'immunosuppression et d'altération reproductive (Fossi *et al.*, 2004).

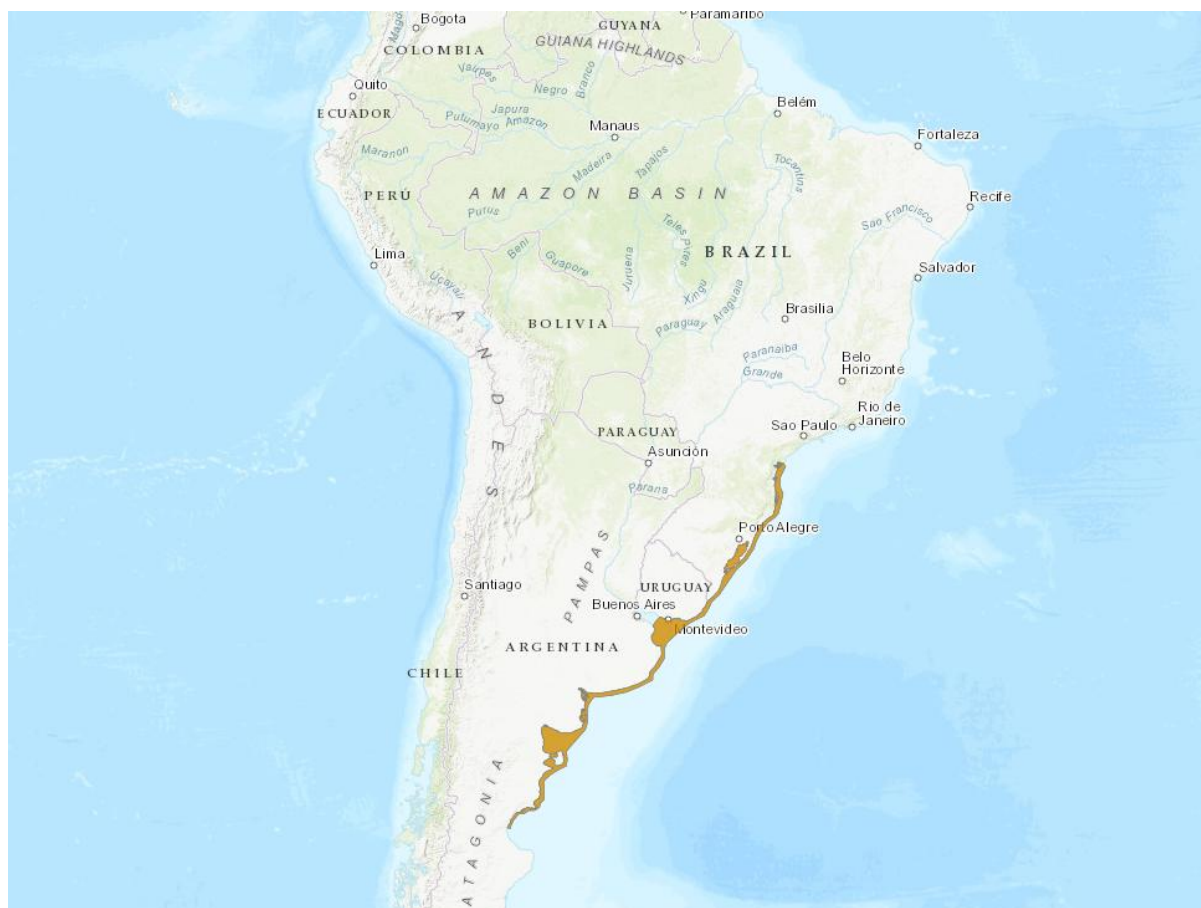
**La population méditerranéenne de dauphins communs n'est pas soumise à la chasse.**

### Dauphin gros nez de Lahille (*Tursiops truncatus gephyreus*)

Listé à l'Annexe I en 2024

Inscrit à l'Annexe II en 2024

Parties CMS dans l'aire de répartition de l'espèce/population : Argentine, Brésil, Uruguay



Distribution © du dauphin à gros nez de Lahille, *UICN 2019. Tursiops truncatus ssp. gephyreus. La Liste rouge de l'UICN des espèces menacées. Version 2024-2.*

Aussi récemment qu'en 2018, les dauphins à gros nez de Lahille ont été confirmés comme étant une sous-espèce morphologiquement et génétiquement distincte (IWC, 2018b), et avec seulement 360 individus matures supposés restant, ils étaient classés comme vulnérables par l'UICN (Vermeulen *et al.*, 2019).

Bien que plusieurs autres espèces, dont les dauphins gros nez communs, soient connues pour être capturées lors de chasses dirigées et opportunistes ailleurs au Brésil (Altherr & Hodgins, 2024), les dauphins gros nez de Lahille ne sont pas considérés comme soumis à la pression de chasse contemporaine. Au contraire, depuis plus d'un siècle, dans la ville de Laguna, sur la côte sud du Brésil, les pêcheurs collaborent avec les dauphins à gros nez de Lahille pour trouver des poissons (Cantor *et al.*, 2023).

En raison de leur faible nombre, de leur forte fidélité des sites et de leur répartition côtière restreinte, ces dauphins sont particulièrement sensibles aux impacts anthropiques locaux, notamment la pollution, la réduction de la disponibilité des proies et les prises accessoires (Vermeulen *et al.*, 2019). Au Brésil, la mortalité incidente des engins de pêche, en particulier les filets maillants côtiers et les sennes de plage, constitue leur principale menace actuelle (voir Fruet *et al.*, 2012). Une préoccupation particulière pour la conservation est la sous-population argentine, en raison de sa petite taille, de son isolement génétique apparent par rapport au reste des sous-espèces et de sa faible variabilité génétique (Vermeulen *et al.*, 2019).

***Les dauphins à gros nez de Lahille ne sont pas soumis à la chasse.***

#### **Dauphin gros à gros nez de la mer Noire (*Tursiops truncatus ponticus*)**

*Inscrit à l'Annexe I en 2009*

*Inscrite à l'Annexe II en 1991 (avec les populations des mers du Nord, de la Baltique et de la mer Noire)*

*Parties CMS dans l'aire de répartition de l'espèce/population : Bulgarie, Géorgie, Roumanie, Ukraine*



Répartition des dauphins à gros nez de la mer Noire. © UICN 2012. *Tursiops truncatus ponticus*, informations complémentaires. La Liste rouge de l'UICN des espèces menacées.

Le dauphin gros nez de la mer Noire est génétiquement distinct des autres populations de dauphin à gros nez de la Méditerranée orientale et occidentale ainsi que dans l'Atlantique nord-est (Natoli *et al.*, 2005). Les enquêtes menées en 2019 suggèrent une population globale d'environ 18 000 individus (hors eaux russes) ou 42 000 (y compris les eaux russes), confirmant que les dauphins gros nez sont les cétacés les moins abondants de la mer Noire (Notarbartolo di Sciara & Tonay, 2021). La sous-espèce est actuellement classée en danger par l'UICN (Birkun, 2012), ce qui est confirmé par des preuves plus récentes présentées par les ACCOBAMS, notant un déclin d'au moins 50 % de la population entre 1971 et 2019, une détérioration de l'habitat, une diminution des populations de proies due à l'invasion d'espèces exotiques et à la surpêche, ainsi qu'une exploitation (Notarbartolo di Sciara & Tonay, 2021).

Comme pour d'autres populations de cétacés de la mer Noire, le dauphin à gros nez de la mer Noire a été soumis à une chasse intensive dans tous les pays de la mer Noire et à des captures vivantes à des fins militaires, commerciales et scientifiques par certains, jusqu'à l'interdiction de la pêche aux cétacés en 1983 (Birkun Jr., 2002a ; Birkun, 2012). Malgré l'interdiction, la prise illégale – principalement pour le commerce vivant – est encore connue (Marine Connection, 2017) et des cas isolés de meurtres délibérés et de harcèlement ont été signalés dans les pêcheries côtières (Birkun, 2012).

#### *Menaces supplémentaires*

La population en déclin est soumise à une série d'autres menaces. Actuellement, l'une de leurs principales menaces est la mortalité accidentelle dans les engins de pêche, en particulier dans les filets maillants au fond (Notarbartolo di Sciara & Tonay, 2021). La plupart des prises accessoires de cétacés sont cependant dues à des opérations de pêche illégales, non déclarées et non réglementées (INNRR), ce qui rend difficile l'estimation du nombre réel de décès (Popov *et al.*, 2023). Le chalutage pélagique à grande échelle et la pêche côtière à petite échelle affectent indirectement l'espèce en épuisant leurs populations de proies (Birkun, 2012), tandis que l'invasion d'espèces exotiques est également considérée comme une réduction de leurs proies et une dégradation de leur habitat (Birkun Jr., 2002a). Les dauphins à gros nez de la mer Noire sont exposés à un risque chronique d'infections bactériennes

opportunistes attribuables à une contamination multimicrobienne due aux déchets non traités dans les eaux côtières, et il existe des preuves qu'ils sont vulnérables à l'infection par morbillivirus, à l'instar des autres espèces de cétacés de la mer Noire (Birkun Jr., 2002b).

L'invasion de l'Ukraine par la Russie représente une menace importante pour les cétacés de la mer Noire, avec une forte augmentation de la mortalité des cétacés depuis le début de la guerre en 2022. Des individus ont été retrouvés bloqués avec des preuves de blessures fraîches liées à la guerre, de famine et d'hypothermie, et la combinaison de perturbations acoustiques et d'explosions lors d'opérations militaires serait susceptible d'entraîner des incidents de décompression fréquents et mortels (Wegrzyn *et al.*, 2023).

**Le dauphin à gros nez de la mer Noire est soumis à la chasse illégale.**

**Dauphin d'Irrawaddy (*Orcaella brevirostris*)**

Inscrit à l'Annexe I en 2009

Inscrit à l'Annexe II en 1991

Parties CMS dans l'aire de répartition de l'espèce/population : Bangladesh, Inde, Philippines



Répartition © des dauphins de l'Irrawaddy, Groupe spécialiste des cétacés du SSC de l'UICN 2017. *Orcaella brevirostris*. La Liste rouge de l'UICN des espèces menacées. Version 2024-2.

La taille actuelle de la population des dauphins de l'Irrawaddy à l'échelle de l'aire de répartition est inconnue, les estimations d'abondance ne étant disponibles que pour quelques portions de leur aire, où ils sont connus pour leur présence dans de très petites sous-populations locales et, par conséquent, l'espèce est classée comme en danger par l'UICN (Minton *et al.*., 2017). Il existe actuellement six sous-populations reconnues de dauphins de l'Irrawaddy, mais avec des estimations d'individus matures estimées à moins de 50 individus dans les six personnes, toutes sont classées comme en danger critique d'extinction (Dolar *et al.*, 2018 ; Smith, 2004 ; Smith et Beasley, 2004a, 2004b ; Smith *et al.*, 2023).

En raison de leur préférence pour les eaux côtières et fluviales, les dauphins de l'Irrawaddy ont été affectés par des niveaux variables de chasse, pour la nourriture, l'appât et la capture vivante pour l'industrie de la captivité, dans l'ensemble de leur aire de répartition. Bien que protégée par la législation nationale, la prise illégale est connue pour être en cours. Par exemple, en Indonésie, le dauphin de l'Irrawaddy est principalement menacé par la capture

accessoire dans les pêcheries, cependant, la chasse délibérée contribue davantage au déclin de l'espèce (Brownell *et al.*, 2019). De plus, en Malaisie, les dauphins Irrawaddy capturés sont parfois utilisés pour la consommation humaine ou comme appâts pour requins (Jaaman *et al.*, 2005 ; Jaaman *et al.*, 2008).

#### *Menaces supplémentaires*

La menace la plus grave pour les dauphins de l'Irrawaddy est la mortalité accidentelle due à l'emmêlement dans les engins de pêche, en particulier les filets maillants. Cependant, la perte d'habitat, en particulier due aux barrages dans les populations fluviales, la dégradation due à la baisse ou à la modification des débits d'eau douce, la pollution et les perturbations dues au trafic naval, sont toutes préoccupantes (Minton *et al.*, 2017).

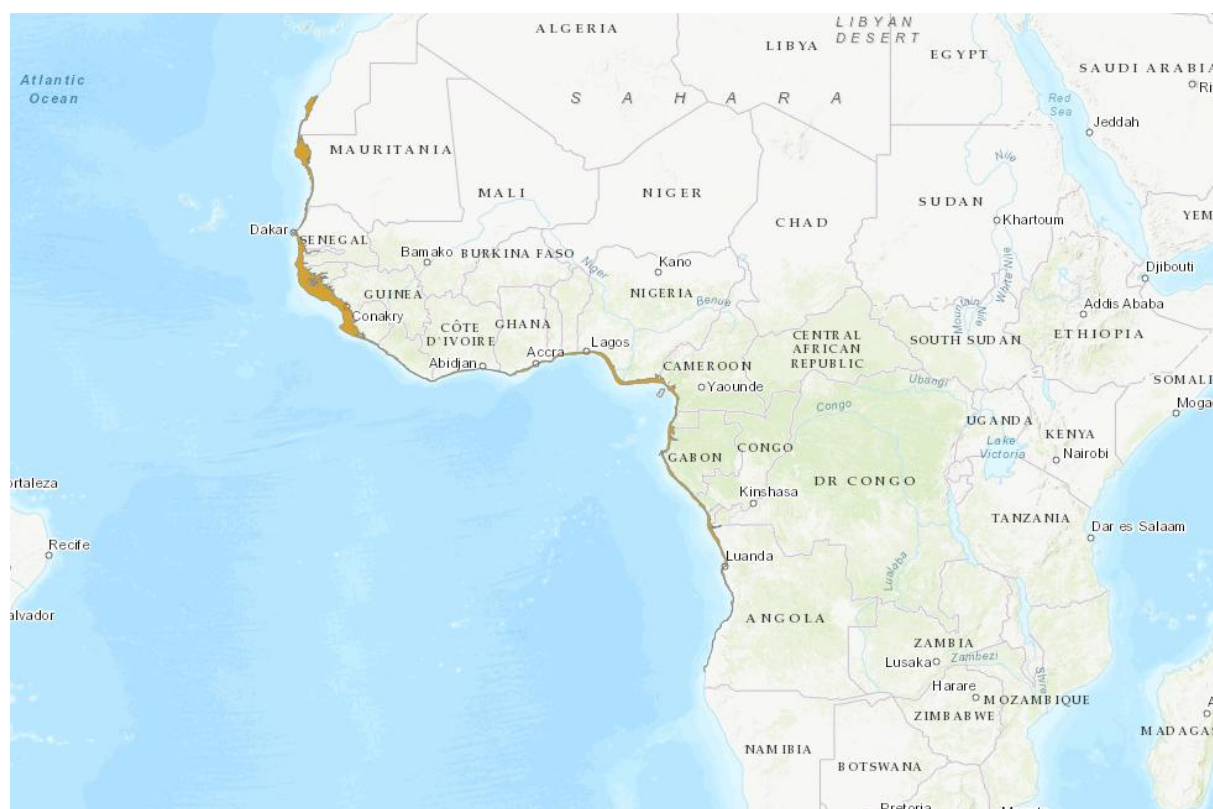
#### **Le dauphin de l'Irrawaddy est soumis à une chasse illégale.**

#### **Dauphin à bosse de l'Atlantique (*Sousa teuszii*)**

*Inscrit à l'Annexe I en 2009*

*Inscrit à l'Annexe II en 1991*

*Parties CMS dans l'aire de répartition de l'espèce/population : Angola, Bénin, Cameroun, Congo, République démocratique du Congo, Côte d'Ivoire, Guinée équatoriale, Gabon, Gambie, Ghana, Guinée, Guinée-Bissau, Libéria, Mauritanie, Nigeria, Sénégal, Togo.*



Répartition © des dauphins à bosse de l'Atlantique, *Groupe spécialiste des cétacés du SSC de l'UICN 2017. Sousa teuszii. La Liste rouge de l'UICN des espèces menacées. Version 2024-2.*

Les informations à jour sur l'abondance des dauphins à bosse de l'Atlantique sont rares. Cependant, on considère que l'abondance totale de l'espèce parmi les 11 stocks de gestion reconnus est de <3 000 individus (Collins, 2015), avec probablement < 500 individus matures. L'espèce est classée comme en danger critique d'extinction par l'UICN (Collins *et al.*, 2017).

Les dauphins à bosse de l'Atlantique font partie d'au moins 18 espèces de petits cétacés connues pour être exploitées comme viande sauvage aquatique en Afrique de l'Ouest (Altherr & Hodgins, 2018, 2024 ; Ingram *et al.* 2022). Cependant, la composition des espèces des prises est parfois difficile à vérifier. Les dauphins débarqués sont principalement utilisés comme nourriture, soit localement, soit dans les zones plus éloignées de la côte ; cependant, ils sont également utilisés en médecine traditionnelle (Ingram *et al.*, 2022). L'espèce est considérée comme disproportionnellement impactée par la récolte de viande sauvage, en raison de sa petite taille de population (IWC, 2019), de son utilisation de l'habitat côtier et de sa grande vulnérabilité à la capture dans les pêcheries côtières à petite échelle (Van Waerebeek *et al.*, 2017 ; Bamy *et al.*, 2021). On pense que l'absence de notices au Ghana pourrait être due à l'extinction localisée de l'espèce dans les eaux ghanéennes (Van Waerebeek *et al.*, 2009).

#### *Menaces supplémentaires*

La dépendance de l'espèce à des habitats intensément utilisés par l'homme l'expose à une série de menaces anthropiques, notamment la capture accessoire ou l'emmêlement dans les engins de pêche, la dégradation et le manque de disponibilité des habitats, la pollution et l'épuisement des proies (Minton *et al.*., 2022). Parmi celles-ci, l'inchevtement est la plus répandue, provoquant probablement un déclin de population dans toute l'aire de répartition de l'espèce (Collins *et al.*, 2017 ; Weir *et al.*, 2021).

#### *Commerce*

Les preuves suggèrent que, malgré les interdictions nationales, les petits cétacés, y compris les dauphins à bosse de l'Atlantique, sont ciblés, consommés et commercialisés dans de nombreux pays africains (Altherr & Hodgins, 2018). On observe un intérêt commercial croissant pour les produits dérivés des dauphins et quelques indices d'un commerce limité de viande de dauphin en Guinée (Collins *et al.*, 2015) et le Cameroun (Van Waerebeek *et al.*, 2017), avec le dauphin à bosse de l'Atlantique comme l'une des espèces échangées.

#### ***Le dauphin à bosse de l'Atlantique est soumis à une chasse illégale.***

#### **Marsouin portuaire proprement dit de la Baltique (*Phocoena phocoena*) – population proprement dite de la Baltique**

*Inscrit à l'Annexe I en 2023*

*Inscrit à l'Annexe II en 1988*

*Parties CMS dans l'aire de répartition des espèces/populations : Danemark, Estonie, Finlande, Allemagne, Lettonie, Lituanie, Pologne, Suède*



Répartition © du marsouin du port de la Baltique proprement dite, UICN 2023. Sous-population de la mer Baltique de *Phocoena phocoena*. La Liste rouge de l'UICN des espèces menacées. Version 2024-2.

Bien qu'il n'existe pas d'estimations fiables de la taille des populations avant l'exploitation (Carlström *et al.*, 2023), depuis le milieu du XXe siècle, le nombre de marsouins communs en mer Baltique est connu pour s'être effondré (Amundin *et al.*, 2022). Les données génétiques montrent que la population proprement dite de marsouin commun de la Baltique est démographiquement indépendante de la population voisine, et avec environ 216 individus matures, elle est classée comme en danger critique d'extinction par l'UICN (Carlström *et al.*, 2023).

Historiquement, les marsouins communs issus de la population de la Baltique proprement dite étaient chassés intentionnellement dans tout leur aire de répartition, tout en étant capturés involontairement par engins de pêche (HELCOM, 2022). Bien que les prises ciblées ne soient plus effectuées, les prises accessoires en engins de pêche restent la menace la plus importante pour la population (Conseil international pour l'exploration de la mer [ICES], 2019). Avec une population estimée à un déclin de 64 % au cours des 36 dernières années et le nombre d'animaux capturés uniquement dépassant largement la limite de Potentiel de Retrait Biologique (PBR) (Carlström *et al.*, 2023), les prises accessoires devraient entraîner un effondrement de ≤50 animaux d'ici la fin du siècle (Cervin *et al.*, 2020).

Les niveaux de biphényle polychloré (PCB) chez le marsouin commun de la région de la mer Baltique étaient jusqu'à 254 % supérieurs à ceux des conspécifiques des eaux voisines (Berggren *et al.*, 1999), et la pollution est considérée comme une menace importante pour la population, tout comme le bruit sous-marin, l'appauvrissement des proies et la perte et la dégradation de l'habitat (ICES, 2019). La perte et la dégradation de l'habitat causées par des charges élevées en nutriments, combinées à la situation hydrogéographique de la mer Baltique, entraînant des conditions hypoxiques et anoxiques, peuvent encore réduire le

potentiel de reprise de la population de marsouin du port de la Baltique (Carlström *et al.*, 2023).

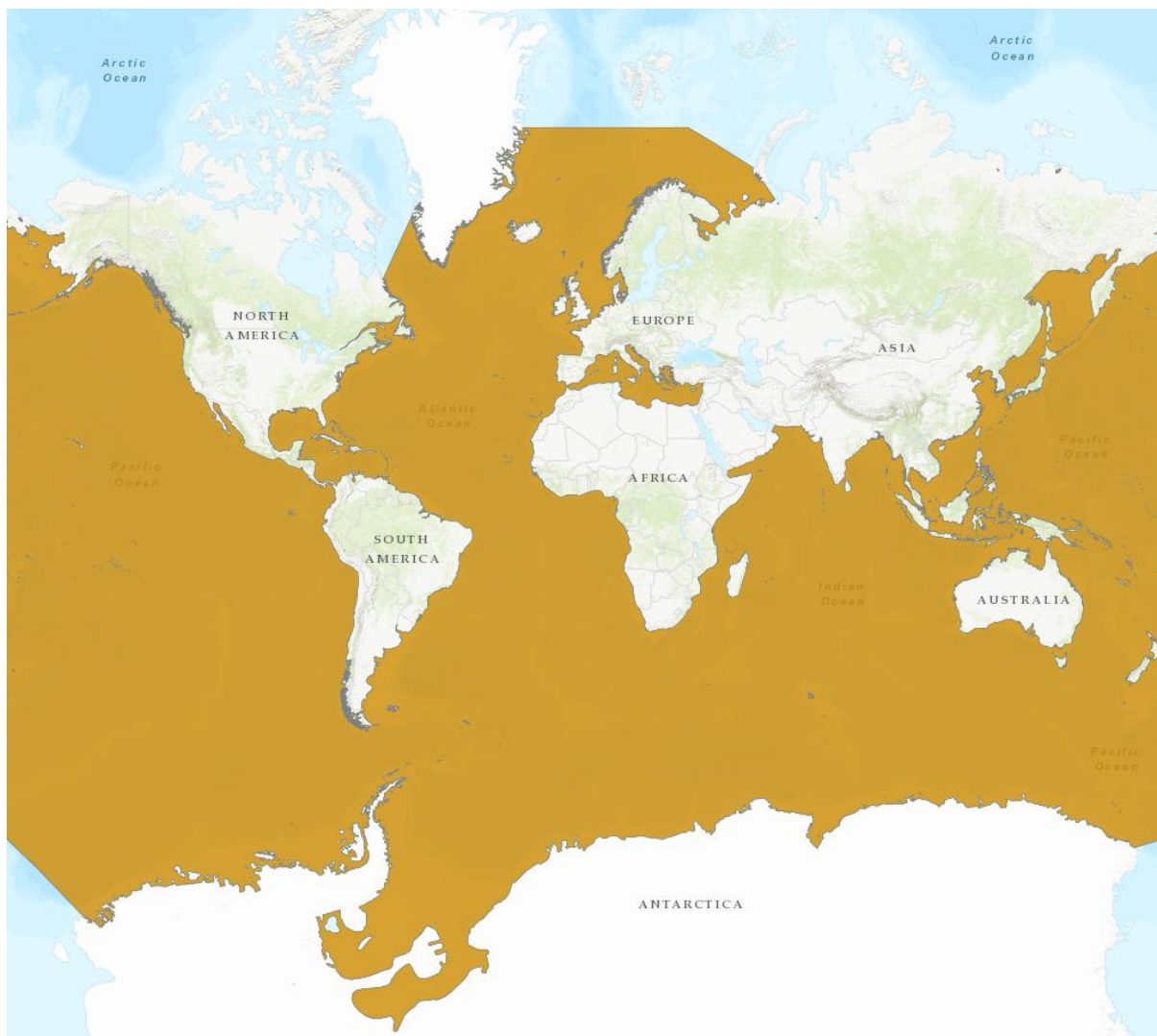
**Le marsouin commun de la Baltique proprement dite n'est pas soumis à la chasse.**

**Cachalot (*Physeter macrocephalus*)**

Inscrit à l'Annexe I en 2002

Inscrit à l'Annexe II en 2002

Parties CMS dans l'aire de répartition de l'espèce/population : Albanie, Algérie, Angola, Antigua-et-Barbuda, Argentine, Australie, Bangladesh, Belgique, Bénin, Bosnie-Herzégovine, Brésil, Cap-Vert, Cameroun, Chili, Congo, République démocratique du Congo, Îles Cook, Côte d'Ivoire, Costa Rica, Croatie, Chypre, Danemark, Djibouti, République dominicaine, Équateur, Égypte, Guinée équatoriale, Érythrée, Danemark, Fidji, France, Guyane française, Gabon, Gambie, Allemagne, Ghana, Grèce, Guinée, Guinée-Bissau, Honduras, Inde, République islamique d'Iran, Irlande, Israël, Italie, Kenya, Liban, Libéria, Libye, Madagascar, Maldives, Malte, Mauritanie, Maurice, Monaco, Monténégro, Maroc, Mozambique, Pays-Bas, Nouvelle-Zélande, Nigeria, Norvège, Pakistan, Palaos, Panama, Philippines, Portugal, Samoa, Sao Tomé-et-Prince, Arabie Saoudite, Sénégal, Seychelles, Slovénie, Somalie, Afrique du Sud, Espagne, Sri Lanka, Suède, République arabe syrienne, République unie de Tanzanie, Togo, Tokelau, Trinité-et-Tobago, Tunisie, Émirats arabes unis, Royaume-Uni, Uruguay, Yémen.



Distribution © des cachalots UICN 2019. *Physeter macrocephalus*. La Liste rouge de l'UICN des espèces menacées. Version 2024-2.

La chasse historique à la baleine a entraîné un déclin de 57 % des populations mondiales de cachalots et a provoqué des perturbations sociales, réduisant les taux de récupération pendant une ou deux décennies après (Whitehead & Shin, 2022). Il n'existe aucune preuve directe que la population ait augmenté depuis l'arrêt des opérations de chasse à la baleine, et dans certaines régions, il y a des inquiétudes quant à la poursuite du déclin des populations (Taylor *et al.*, 2019). Avec une population mondiale d'environ 850 000 individus (Whitehead & Shin, 2022), le cachalot est classé comme vulnérable par l'UICN (Taylor *et al.*, 2019). La sous-population méditerranéenne de cachalots a été évaluée séparément et, avec un nombre probable de 2 500 baleines matures < 500, est classée comme en danger par l'UICN (Pirodda *et al.*, 2021).

Bien que la chasse commerciale à grande échelle ne soit plus pratiquée, une pêche traditionnelle à petite échelle visant les cachalots se poursuit dans le village de Lamalera, sur l'île de Lembata, en Indonésie. Entre 1991 et 2014, il y a eu de fortes fluctuations annuelles dans le nombre d'individus capturés, cependant, avec une moyenne de 14 cachalotes par an, un total de 407 cachalots ont été capturés (Kojima & Egami, 2019 ; Ramadhan, 2015). Entre 2014 et 2024, un total de 146 personnes ont été prises, bien qu'aucune information ne soit actuellement disponible pour 2023 ou 2024 (IWC, 2024a). Plusieurs autres espèces de petits cétacés sont également ciblées, notamment les globicéphales à nageoires courtes (*Globicephala macrorhynchus*) et les épaulards (*Orcinus orca*), la chasse à la baleine ayant lieu tout au long de l'année. Les cétacés sont utilisés pour l'alimentation, la monnaie, la médecine et l'artisanat (Porter & Lai, 2017).

Bien que le Japon ait signalé des captures de cachalots entre 2000 et 2013, aucune prise n'a été signalée après 2014 (IWC, 2024a).

#### *Menaces supplémentaires*

Les cachalots font face à toute une série d'autres menaces, notamment l'emmêlement dans les engins de pêche, l'ingestion d'engins et de débris marins, la pollution sonore, la pollution chimique et les collisions avec des navires (Taylor *et al.*., 2019 et littérature à l'intérieur).

#### *Commerce*

Selon la base de données CITES Trade, en 2016, deux cosmétiques (sans unité) et un extrait (sans unité) ont été confisqués lors de leur importation au Sénégal depuis les États-Unis. En 2018, une queue a été importée au Canada depuis les États-Unis dans le but d'une exposition de cirque ou itinérante. La base de données contient également des références à un bien non spécifié qui a été confisqué en 2019 lors de son importation aux États-Unis depuis le Mexique à des fins personnelles ou commerciales (différents codes de but rapportés). Plus récemment, en 2022, 15 ml de cire pour usage personnel ont été confisqués lors de leur importation de Malaisie aux États-Unis. Comme mentionné plus haut, les dérivés du cachalot sont également commercialisés au sein des communautés baleinières en Indonésie.

***Les cachalots sont soumis à des pratiques de chasse à la baleine en Indonésie.***

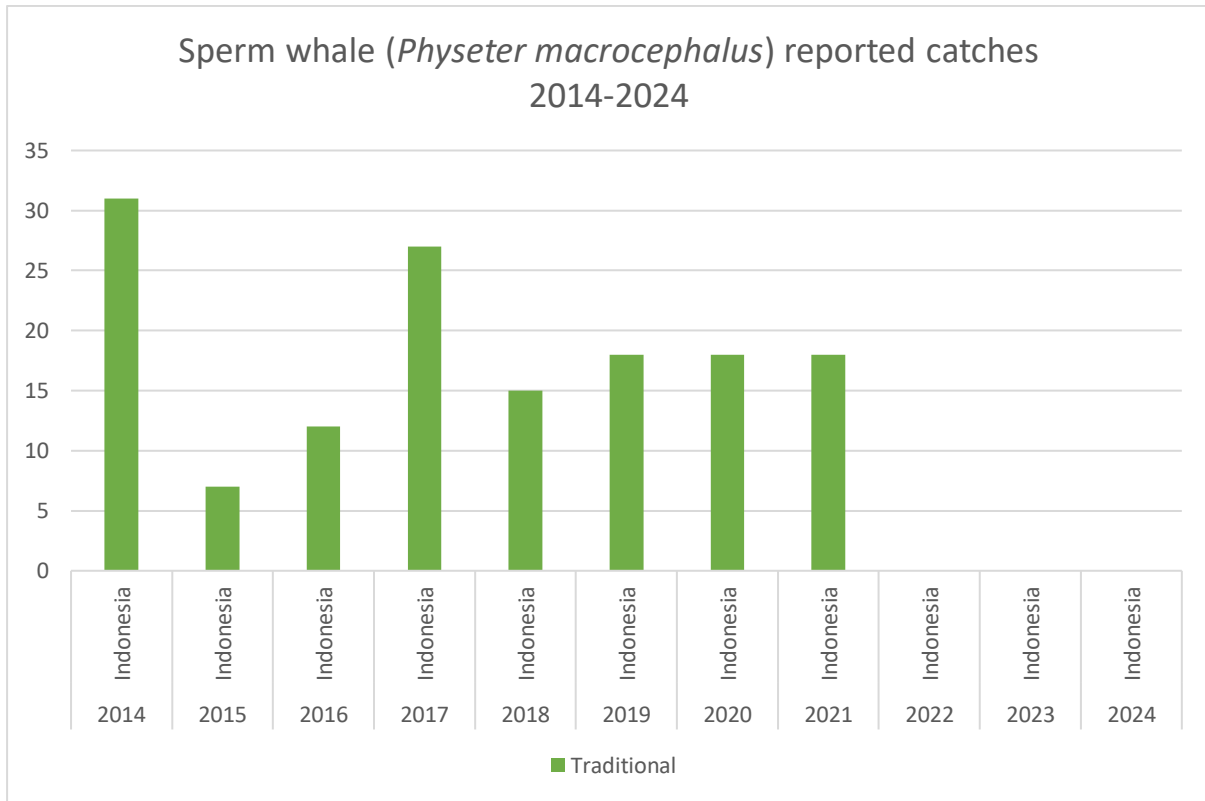


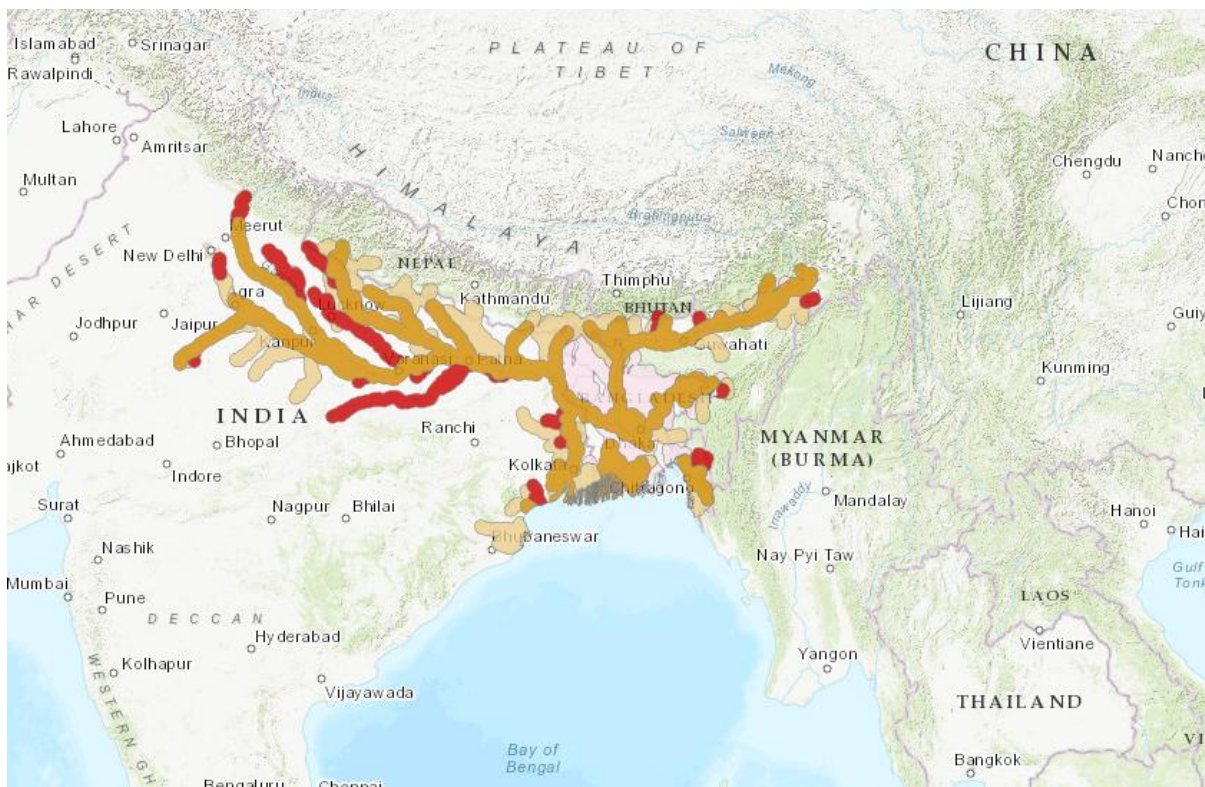
Figure 5. Captures rapportées de cachalots entre 2014 et 2024, selon les données de la CBI.

**Dauphin du Gange (*Platanista gangetica*)**

Inscrit à l'Annexe I en 2002

Inscrit à l'Annexe II en 1991

Parties CMS dans l'aire de répartition de l'espèce/population : Bangladesh, Inde



Répartition © des dauphins du Gange Kelkar, N., Smith, B.D., Alom, M., Dey, S., Paudel, S. & Braulik, G.T. 2022. *Platanista gangetica*. La Liste rouge de l'UICN des espèces menacées. Version 2024-2.

Sur la base de la somme de tous les dénombrements de dauphins et des estimations d'abondance issues des enquêtes menées dans toute l'aire de répartition, bien que l'incertitude sur l'abondance réelle persiste, on estime qu'il reste environ 5 200 dauphins du Gange individuels, qui sont classés en danger par l'UICN (Kelkar *et al.*, 2022).

Bien que la capture et l'élimination des dauphins du Gange soient interdites dans toute leur aire de répartition, la chasse ciblée illégale au harpon a encore lieu dans certaines régions de l'Inde, avec une grande importance pour les tues ciblées dans les États du Bengale occidental, de l'Assam et du Bihar (Choudhury *et al.*, 2019 ; IWC, 2020 ; Kelkar *et al.*, 2022 ; Kolipakam *et al.*, 2020). Des chasses ciblées et des prises accessoires ont également été signalées au Bangladesh, ce qui a permis que, dans certaines zones, les dauphins sont désormais éradiqués (Choudhury *et al.*, 2019). La chasse aux dauphins et l'extraction de pétrole sont considérées comme monnaie courante et généralisées le long du fleuve Gange, à la frontière entre l'Inde et le Bangladesh (Kolipakam *et al.*, 2020), tandis que les tueries à grande échelle le long des rives du Gange à Murshidabad et Malda pour le commerce du pétrole et des fins médicinales sont responsables de la mort d'au moins 50 dauphins, y compris des juvéniles, chaque année (Human Environment Alliance League, 2019). Bien que les pêcheurs soient conscients du statut de conservation et de la taille précaire de la population de l'espèce, en raison des difficultés de mise en œuvre et d'application, ils continuent à capturer et tuer des dauphins de rivière, près de 58 % des personnes interrogées vendant des dauphins emmêlés pour le pétrole (Kolipakam *et al.*, 2020).

#### *Menaces supplémentaires*

En plus de la prise dirigée, en raison de son habitat préféré et de sa proximité avec les populations humaines, le dauphin du Gange fait face à une série de menaces supplémentaires, notamment l'enfermement dans les canaux, les barrages de hauteurs, les barrages d'irrigation et la dérivation de l'eau, l'extraction et le dragage du sable, la navigation et le bruit sous-marin, ainsi que l'enchevêtrement accidentel dans les engins de pêche (y compris les engins légaux et illégaux) (Braulik *et al.*, 2021). La prise accessoire est considérée comme la principale cause de décès (Kelkar & Dey, 2020) et, de manière inquiétante, même les décès non ciblés dus à l'emmêlement de filets contribuent au marché de l'huile de dauphin pour la pêche à l'appât à l'huile ainsi que pour des usages médicaux (Kolipakam *et al.*, 2020). De plus, le passage des filets en fibres naturelles aux filets en plastique monofilament signifie que l'emmêlement dans des équipements perdus ou abandonnés est désormais considéré comme une menace majeure pour l'espèce (Nelms *et al.*, 2021a).

#### *Commerce*

Il existe un commerce régulier local, trans-États et transfrontalier entre l'Inde et le Bangladesh (Braulik *et al.*, 2021 ; Kolipakam *et al.*, 2020).

#### **Les dauphins du Gange sont soumis à la chasse illégale.**

#### **Dauphin de La Plata / Franciscana (*Pontoporia blainvillei*)**

*Inscrit à l'Annexe I en 1997*

*Inscrit à l'Annexe II en 1991*

*Parties CMS dans l'aire de répartition de l'espèce/population : Argentine, Brésil, Uruguay*



Distribution © Franciscana, *Groupe spécialiste des cétacés du SSC UICN 2017. Pontoporia blainvillei. La Liste rouge de l'UICN des espèces menacées. Version 2024-2.*

Sur toute leur aire de répartition, les franciscanas présentent une structure de sous-population étendue et sont gérées comme quatre zones de gestion des franciscanes distinctes (FMA) ; FMA I - eaux côtières des États d'Espírito Santo et de Rio de Janeiro, Brésil ; FMA II - États de São Paulo, Paraná et Santa Catarina, Brésil ; FMA III - eaux côtières de l'État du Rio Grande do Sul, du sud du Brésil et de l'Uruguay ; et FMA IV - eaux côtières de l'Argentine (Zerbini *et al.*, 2017). Bien qu'il n'existe pas d'estimation d'abondance à l'échelle de l'aire de répartition pour l'espèce, des estimations ont été calculées pour une partie ou l'ensemble des FMA individuels. Avec une population couvrant environ 35 500 individus, ils sont classés comme vulnérables par l'UICN (Zerbini *et al.*, 2017). Entièrement protégée par la législation nationale de l'État de Range, bien qu'aucun rapport récent de prise directe de franciscana n'ait été signalée (Zerbini *et al.*, 2017), la petite prise opportuniste illégale est considérée comme la poursuite (Altherr & Hodgins, 2018, 2024).

#### *Menaces supplémentaires*

La franciscana est le petit cétacé le plus menacé de l'ouest de l'Atlantique Sud. Sa répartition côtière la rend vulnérable à l'emmêlement dans les pêcheries artisanales et industrielles, en particulier les filets maillants, la mortalité liée à la pêche constituant la principale menace pour sa survie (Secchi *et al.*, 2022). Des recherches du début des années 2000 ont suggéré que les niveaux de prises accessoires n'étaient pas durables dans toutes les FMA et que les franciscanes dans les FMA II, III et IV diminueraient d'au moins 30 % en 25 ans (Secchi & Fletcher, 2004 ; Secchi, 2006). Le faible potentiel reproductif et la courte espérance de vie rendent les franciscanes très sensibles aux taux actuels d'élimination non naturelle et, parallèlement à la menace de prises accessoires, elles subissent les impacts de la dégradation de l'habitat (y compris la pollution sonore et chimique), l'épuisement des stocks de poissons, les débris marins et le changement climatique (Secchi *et al.*, 2021).

#### *Commerce*

Un squelette a été confisqué lors de son exportation d'Uruguay vers les États-Unis à des fins commerciales en 2015.

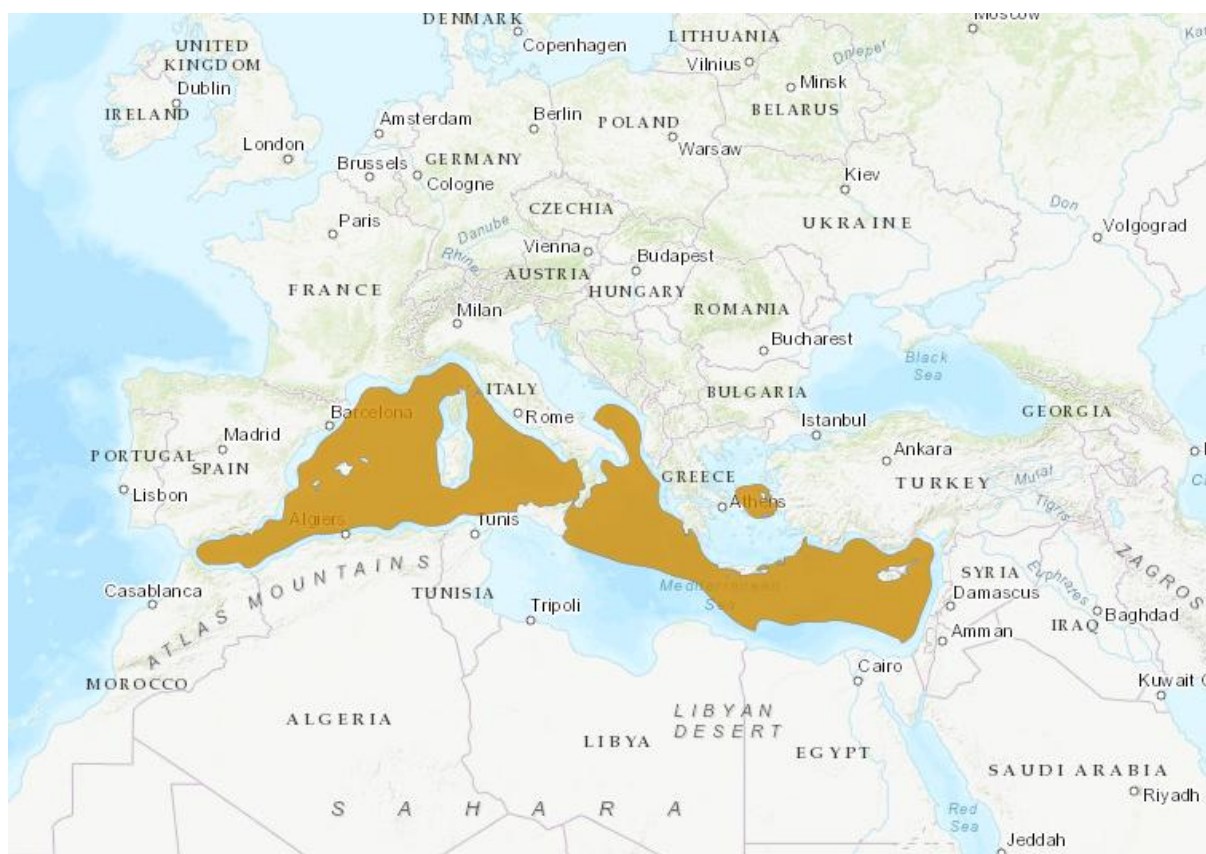
**On pense que les dauphins franciscanes (*La Plata*) sont victimes de prises illégales opportunistes à petite échelle.**

### **Baleine à bec de Cuvier (*Ziphius cavirostris*) - sous-population méditerranéenne**

*Inscrit à l'Annexe I en 2014*

*Non répertorié à l'Annexe II*

*Parties CMS dans l'ensemble de l'espèce/population : Albanie, Algérie, Bosnie-Herzégovine, Croatie, Chypre, Égypte, France, Grèce, Israël, Italie, Monaco, Espagne, Liban, Libye, Libye, Malte, Monténégro, Maroc, Slovénie, République arabe syrienne, Tunisie, Royaume-Uni*



Baleine © à bec de Cuvier, UICN 2020. Sous-population méditerranéenne de *Ziphius cavirostris*. La Liste rouge de l'UICN des espèces menacées. Version 2024-2.

La sous-population méditerranéenne de la baleine à bec de Cuvier est génétiquement distincte des autres populations de l'espèce (Cañadas & Notarbartolo di Sciara, 2018) et avec une abondance totale de moins de 6 000 individus (Cañadas *et al.*, 2017) est classée comme vulnérable par l'UICN (Cañadas & Notarbartolo di Sciara, 2018).

Bien qu'il existe des preuves de chasse historique à petite échelle sur cette population (Northridge, 1994), et que l'espèce soit connue pour être emportée ailleurs dans le monde (Altherr & Hodgins, 2018, 2024), aucune prise délibérée contemporaine n'est considérée comme ayant eu lieu sur la sous-population méditerranéenne.

#### **Menaces supplémentaires**

Les principaux facteurs de mortalité affectant cette sous-population incluent le sonar naval (et d'autres bruits anthropiques), l'emmêlement dans des filets dérivants pélagiques illégaux, et

l'ingestion de débris plastiques, et il est prévu qu'en l'absence d'une gestion efficace pour atténuer les menaces persistantes, la population continuera de diminuer (Notarbartolo di Sciara & Tonay, 2021).

***La sous-population méditerranéenne du baleine à bec de Cuvier n'est pas soumise à la chasse contemporaine.***

## Discussion

### Baleines à fanons

À un moment ou à un autre, et à des degrés divers, toutes les espèces de baleines à fanons inscrites à l'annexe I du CMS ont été soumises à des chasses ciblées, et toutes ont montré des déclin significatifs de leur abondance. Même avec l'arrêt de la chasse à la baleine, la reprise d'une population est aggravée par des menaces supplémentaires pour l'espèce, et certaines, comme les baleines franches de l'Atlantique Nord et du Pacifique Nord, ne se sont jamais rétablies (Cooke & Clapham, 2018a ; Garrison *et al.*, 2022 ; Pettis *et al.*, 2020). Pour d'autres, comme la baleine bleue, leur rétablissement est inconnu mais considéré comme entravé par d'autres menaces (Rockwood *et al.*, 2017). Les baleines franches australes sont protégées de la chasse et plusieurs populations semblent se remettre ; cependant, certaines populations présentent encore un déclin en l'absence de chasse à la baleine. La surexploitation passée et une répartition côtière ont rendu certaines populations très vulnérables aux impacts anthropiques, entraînant leur quasi-extinction (Garcia-Cegarra *et al.*, 2021).

Les baleines à fanons restantes de l'annexe I du CMS sont soumises à la chasse contemporaine à des degrés divers et présentent un tableau plus complexe, avec un manque d'informations disponibles sur leur statut, les sous-populations se rétablissant à des rythmes différents et une série de menaces supplémentaires et croissantes, entraînant des impacts cumulatifs complexes.

La baleine boréale est soumise à des chasses réglementées. Cependant, il est connu pour se rétablir dans une partie de son aire de répartition, ce qui est intéressant à l'état persistant de la pression de chasse due à la sous-marine (Cooke *et al.*, 2018 ; Cooke & Reeves, 2018b ; Frasier *et al.*, 2015 ; Givens *et al.*, 2016). On sait peu de choses sur les effets cumulatifs de multiples facteurs de stress sur les cétacés arctiques (Laidre *et al.*, 2015) et il existe des inquiétudes que, à mesure que la banquise de mer diminue, l'Arctique soit soumis à une augmentation du trafic naval, des activités de pêche et des industries extractives, les impacts humains sur les baleines boréales augmentent également (Reeves *et al.*, 2012 ; Reeves *et al.*, 2014).

On pense que les baleines Sei sont en train de se rétablir, mais on sait peu de choses sur la population encore ciblée par les baleiniers japonais. Selon la CBI, le Japon vise la population de baleines sei de la côte ouest, qui est la plus appauvrie des populations de sei-baleines du Pacifique Nord avec environ 400 baleines. La menace de la pêche directe est classée comme moyenne dans le plan de redressement (National Marine Fisheries Service, 2021).

Bien que l'on pense également que les rorquals se rétablissent, en raison des changements écologiques, l'espèce a montré un déclin remarquable au Groenland occidental (Hansen *et al.*, 2018), présentant une préoccupation croissante pour la conservation d'une population soumise à des chasses ASM. Comme l'hybridation peut, dans certains cas, entraîner l'extinction d'espèces distinctes par un envahissement introgressif du génome (Rhymer & Simberloff, 1996), l'hybridation récemment documentée entre l'espèce et les baleines bleues est un facteur qui pourrait entraver la récupération des deux espèces, le séquençage du génome des baleines bleues de l'Atlantique Nord (*Balaenoptera musculus musculus*) révélant qu'environ 3,5 % de leur ADN provient des rorquals communs (Jossey *et al.*, 2024). Les conséquences d'une pression accrue sur la chasse à la baleine sur les rorquals communs, et par extension sur les baleines bleues, tant dans l'Atlantique Nord que dans le Pacifique Nord, restent à observer.

Les données historiques de capture fournissent des preuves que les baleines bleues antarctiques étaient autrefois bien plus abondantes que toutes les baleines bleues du reste du monde réunies, et bien que leur nombre soit considéré comme en train de se rétablir

lentement en l'absence de pression de chasse, elles restent en danger critique d'extinction (Cooke, 2018f).

Les baleines à bosse continuent d'être victimes de chasse à la baleine dans l'Atlantique Nord. La chasse à la baleine dans le cadre de la CBI ASWMP est pratiquée à la fois au Groenland occidental et à Saint-Vincent-et-les-Grenadines, tandis que la chasse à la baleine non réglementée est connue pour avoir lieu en Guinée équatoriale et possiblement ailleurs en Afrique de l'Ouest. Cependant, Saint-Vincent-et-les-Grenadines et le Groenland (Danemark) sont tous deux des États membres de la CBI, tandis que la Guinée équatoriale ne l'est pas. Ces prises supplémentaires sont d'une quantité inconnue et, étant donné que des études récentes démontrent des écarts par rapport aux destinations migratoires connues et aux déplacements entre les bassins océaniques, cela représente une menace supplémentaire pour la récupération et la conservation des populations de baleines à bosse de l'Atlantique Nord (Kalachnikova *et al.*., 2024 et littérature à l'intérieur).

Toutes les espèces de baleines à fanons de l'annexe I du CMS sont touchées par des menaces supplémentaires et des facteurs de stress sublétaux sont connus pour menacer la récupération des populations vulnérables de baleines même en l'absence de capture directe (Stewart *et al.*., 2021). Souvent, c'était (et c'est toujours) les plus grands, donc les plus anciens, individus ciblés par les chasseurs, et il a récemment été suggéré que le potentiel de grande longévité de tous les balaénidés et peut-être de la plupart des grandes baleines a été masqué par les perturbations démographiques de la chasse industrielle (Breed *et al.*, 2024). Les individus âgés apportent des contributions vitales à la transmission culturelle, à la dynamique des populations et aux processus et services écosystémiques (Kopf *et al.*, 2024) cependant le potentiel d'espérance de vie extrême signifie que l'atteinte de distributions d'âge stables incluant les classes d'âge les plus âgées pourrait encore être à 50 ou 100 ans (Breed *et al.*, 2024). En affectant le ratio hommes-femmes et/ou la cohésion sociale des femelles, des taux de rétablissement réduits des populations ont été observés bien après la fin de la chasse à la baleine (Whitehead & Shin, 2022). Vachon *et al.* (2022) soulignent les dangers d'extrapoler les résultats des études à travers les zones géographiques et les groupes culturels, et la quantification des impacts de la chasse à la baleine et de la viande sauvage aquatique devrait prendre en compte les données sur le sexe capturé et le ratio d'âge, car cela peut avoir des implications pour la survie des populations de baleines. Cependant, une atténuation peut être obtenue lorsque les menaces sont comprises et quantifiées. Par exemple, le transport maritime se produit sur 92 % des aires de répartition des baleines, alors que <7 % des points chauds à risque contiennent des stratégies de gestion pour réduire les collisions. La couverture complète des points chauds pourrait être obtenue en étendant la gestion sur seulement 2,6 % de la surface de l'océan (Nisi *et al.*, 2024). Pour les baleines bleues pygmées, affectées par la chasse historique des flottes soviétiques, en déplaçant légèrement les voies maritimes au large, la fréquence attendue des frappes de navires serait fortement réduite (Priyadarshana *et al.*, 2016).

### **Baleines dentées**

Toutes les espèces de baleines à dents inscrites dans l'Annexe I de la CMS ont été soumises à divers degrés de chasse par le passé. Pour certains, cette menace a été atténuée, tandis que pour d'autres, elle perdure légalement ou illégalement. Contrairement à la chasse de la plupart des baleines à fanons, l'exploitation des petits cétacés (définis comme tous les baleines dentées sauf le cachalot) n'est réglementée par aucune convention internationale ni agence intergouvernementale (Baker & Steel, 2018) et les pays autorisant la capture de petits cétacés le font via des quotas auto-attribués. Certains, comme le Groenland par exemple, rapportent leurs données de capture à la CBI, tandis que d'autres publient des quotas nationaux et des prises en ligne, par exemple au Japon. D'autres, comme Saint-Vincent-et-les-Grenadines, ne rapportent ni ne publient officiellement leurs données de capture. Les prises illégales (et leur utilisation et le commerce qui en découlent), par leur nature même, restent en grande partie non documentées.

En raison de la chasse à la baleine, les cachalots ont connu une réduction de près de 40 % de leur population mondiale (Whitehead & Shin, 2022). Cette chasse historique intense a provoqué des perturbations sociales, réduisant les taux de récupération, et bien que certaines populations de cachalots dans des zones relativement peu perturbées montrent des signes modestes de reprise, d'autres, vivant sous des pressions anthropiques plus intenses, semblent décliner (Whitehead & Shin, 2022). En Indonésie, le seul endroit où les cachalots sont régulièrement chassés, les évaluations des préférences d'habitat peuvent aider à orienter la gestion et la politique marines futures. Par exemple, les zones inter-îles sont très importantes pour les cachalots et méritent une attention particulière en ce qui concerne la gestion des activités humaines (Sahri *et al.*, 2020).

Parmi les neuf espèces/populations/sous-populations restantes de baleines dentées inscrites, seules les sous-populations méditerranéennes du dauphin commun et du balein à bec de Cuvier, du dauphin de Lahille et du marsouin commun de la Baltique proprement dite ne sont plus soumises à la pression de la chasse. Cependant, bien qu'il représente aujourd'hui une menace d'importance peu probable, des effets de tuerie délibérés pourraient s'être accumulés avec d'autres facteurs de pression qui affectent actuellement la sous-population méditerranéenne de dauphins communs (Notarbartolo di Sciarra & Tonay, 2021), entravant leur reprise. Les quatre espèces/populations/sous-populations restantes continuent d'être capturées lors de captures opportunistes et illégales (Altherr & Hodgins, 2018, 2024) et les estimations de population montrent que tous leurs effectifs sont en déclin.

En raison de la nature des chasses illégales, des données fiables sur le nombre et l'étendue des espèces et des individus exploités sont mal documentées ou connues (Leeney *et al.*, 2015). Un manque de données de capture peut entraîner de graves erreurs dans l'évaluation de la taille et de l'état des populations ainsi que des conseils de gestion erronés, contribuant finalement à leur effondrement (Brownell Jr. *et al.*, 2009). Par conséquent, quantifier l'impact de la prise de viande sauvage aquatique sur les espèces de baleines dentées de l'Annexe I (à l'exclusion du cachalot) est difficile, mais d'une importance capitale pour la conservation de ces espèces.

Comme mentionné, bien que la chasse aux petits cétacés soit illégale dans la plupart des pays du monde, les chasses dirigées et opportunistes des espèces inscrites à l'Annexe I du CMS se poursuivent. Par exemple, la chasse délibérée des dauphins de l'Irrawaddy dans la rivière Mahakham, à Bornéo, en Indonésie, est connue pour contribuer au déclin de l'espèce (Brownell *et al.*, 2019), tandis que des enquêtes menées auprès de pêcheurs locaux le long de la côte cambodgienne entre septembre et novembre 2023 ont trouvé des preuves de dauphins (probablement des dauphins de l'Irrawaddy) mangés et/ou vendus (S. Tubbs, communication personnelle, 6 décembre 2024).

Ces dernières décennies, l'utilisation de la viande et des graisses de dauphin comme appâts dans la pêche commerciale a augmenté de façon exponentielle (Altherr & Hodgins, 2018, 2024). Aggravé par la valeur commerciale croissante de la viande de dauphin, une transition progressive entre la chasse ciblée et la capture accessoire commercialisée a été documentée (Altherr & Hodgins, 2018, 2024), mais la déclaration est limitée en raison de la nature illégale de la plupart des prises. Dans certains pays de répartition des dauphins à bosse de l'Atlantique, par exemple, des preuves montrent que les dauphins capturés par voie secondaire sont utilisés comme appât pour requins ou pour la consommation humaine, leur conférant une valeur commerciale, ce qui peut motiver une chasse ciblée (Ingram *et al.*, 2022 ; Weir *et al.*, 2021 ; Van Waerebeek *et al.*, 2017). Cette nature lucrative des dauphins se reflète en Inde où l'huile de dauphins du Gange est très appréciée comme attractif pour les poissons, ce qui incite fortement les pêcheurs à tuer tout dauphin trouvé vivant dans leurs filets et même à placer leurs filets stratégiquement dans l'espoir de capturer des dauphins (Sinha & Kannan, 2014). Par exemple, une enquête menée par la Human and Environment Alliance League

(HEAL) en 2019 a révélé que les dauphins du Gange capturés par hasard au Bengale occidental sont tués immédiatement au lieu d'être relâchés, car un dauphin mort a une grande valeur. Le commerce qui s'ensuit se fait à travers les frontières étatiques et même internationales (Braulik *et al.*, 2021). Les dauphins du Gange sont probablement encore plus entravés par l'isolement spatial et génétique, la taille de petits groupes, des comportements à risque, l'interaction directe entre les pêcheries et la modification de l'habitat (Paudel & Koprowski, 2020).

La capture accessoire est la menace la plus répandue pour les espèces de baleines à dents de l'annexe I de la CMS (à l'exception du cachalot). Par exemple, bien qu'elle ne soit plus menacée par une prise délibérée, la franciscana est peu susceptible de faire face aux niveaux actuels de prises accessoires et risque un effondrement démographique à moins que des mesures d'atténuation urgentes ne soient mises en place (Secchi *et al.*, 2021). Il est également probable que les dauphins à bosse de l'Atlantique représentent une part considérable des prises accessoires dans les pêcheries artisanales (Leeney *et al.*, 2015), tandis que la population du marsouin commun de la Baltique proprement dite devrait s'effondrer à la suite de prises accessoires au cours du prochain siècle (Cervin *et al.*, 2020).

De nombreuses communautés côtières se tournent vers l'environnement marin pour leurs besoins en protéines (Altherr & Hodgins, 2024), ce qui aura un impact direct sur les populations côtières de petits cétacés. La destruction de dauphins visant à éliminer un concurrent présumé a été documentée dans le monde entier et, compte tenu de la diminution des stocks de poissons, devrait encore augmenter (Altherr & Hodgins, 2024). Par exemple, des pêcheurs au Bangladesh ont admis avoir intentionnellement tué des dauphins capturés par voie secondaire (probablement des dauphins du Gange), en guise de punition pour avoir endommagé des filets (Dewhurst-Richman *et al.*, 2020). Dans les îles Tristao, en Guinée, où les débarquements de poissons ont été fortement réduits, des inquiétudes subsistent quant à l'avenir du dauphin à bosse de l'Atlantique en raison du début de l'utilisation de la viande de dauphin par les pêcheurs. Ce n'est que récemment que l'utilisation de dauphins comme nourriture a été signalée à São Tomé-et-Príncipe (Nuno *et al.*, 2023) – une pratique non documentée dans ce pays auparavant (Segniagbeto *et al.*, 2019).

Les cétacés ayant une répartition plus côtière ou restreinte, incluant l'Irrawaddy, la balenaine à bosse de l'Atlantique et le dauphin franciscana, sont plus exposés à un risque d'extinction (Braulik *et al.*, 2023). De plus, la réduction de la taille de la population et l'absence de flux génétique peuvent entraîner une diminution de la diversité génétique, de la forme reproductive et une capacité limitée à s'adapter aux changements environnementaux, ce qui augmente également le risque d'extinction (Furlan *et al.*, 2012). Les données génétiques montrent que la sous-population proprement dite de la Baltique est démographiquement indépendante de la population voisine, et si elle s'éteint, elle ne peut pas être sauvée par l'immigration d'individus issus d'une autre population (Carlström *et al.*, 2023). Le marsouin portuaire proprement dit de la Baltique fait face à un risque extrêmement élevé d'extinction, soulignant la nécessité d'actions de conservation immédiates et efficaces grâce à la coopération internationale (Amundin *et al.*, 2022).

Le rythme rapide de la crise climatique et le grand nombre de facteurs potentiels de stress cumulatif et synergique, notamment la pollution et la surpêche, aggravent encore la situation des petits cétacés (Acharyya *et al.*, 2023 ; Haria *et al.*, 2023 ; Nelms *et al.*, 2021b). Toute perte supplémentaire à court terme due à leur exploitation comme source de nourriture ou appât pour l'homme diminuera la résilience des populations et augmentera la probabilité d'extinction fonctionnelle et effective d'ici la fin du siècle (Altherr & Hodgins, 2024).

Ce qui est particulièrement préoccupant, c'est que, au cours des dix dernières années, plusieurs pays caribéens, d'Afrique de l'Ouest et d'Afrique centrale ont présenté des résolutions sur la sécurité alimentaire à la CBI. Sous toutes ses formes, les Résolutions

soulignent l'importance de reconnaître les baleines comme une ressource vitale pour la sécurité alimentaire, en particulier pour les pays en développement. Pourtant, à ce jour, ils n'ont pas réussi à obtenir le soutien nécessaire pour garantir l'adoption. Cependant, le potentiel subsiste et il existe des inquiétudes qu'une résolution approuvant les diverses utilisations des baleines en lien avec la sécurité alimentaire puisse ouvrir la porte à une exploitation accrue des populations de baleines, compromettant potentiellement les efforts de conservation qui ont mis des décennies en construction.

Un obstacle majeur à la conservation des espèces de l'Annexe I de la CMS est le manque d'informations actualisées sur les populations et la rareté des données sur la prise illégale et opportuniste. Les conseils de gestion et les plans de suivi doivent être adaptatifs pour permettre de traiter et d'atténuer les menaces émergentes et cumulatives. Cependant, des mesures positives ont été prises pour contrer le déclin de la population de plusieurs espèces. Dans le but d'inverser le déclin du dauphin franciscana, en 2016, la CBI a approuvé le [Plan de gestion de la conservation pour les franciscanes](#) dans le but global de protéger l'habitat des franciscanas et de minimiser les menaces anthropiques, en particulier les prises accessoires. En 2024, également dans le but d'inverser le déclin et de protéger l'habitat pertinent, la CBI a approuvé [Safeguarding The Future Of The Endangered Lahille's](#), un plan d'action quinquennal pour faciliter leur rétablissement (Fruet *et al.*, 2023). De plus, la CBI a approuvé [un plan de gestion de la conservation pour les dauphins gros nez de Lahille](#), *Tursiops truncatus gephyreus*. Parmi les autres efforts collaboratifs figurent l'Action concertée de la CMS pour les franciscanas (CMS Concerted Action 14.5, 2024) et le Plan d'action pour une seule espèce pour le dauphin à bosse de l'Atlantique (Résolution CMS 14.10, 2024). Cependant, pour que ces initiatives réussissent, la collaboration entre les États de répartition est cruciale, tout comme la volonté politique de réduire d'autres menaces omniprésentes.

## Résumé

Environ 45 % des espèces de cétacés inscrites à l'Annexe I de la CMS sont soumises à la chasse à la baleine contemporaine et au prélèvement de viande d'animaux sauvages aquatiques. Sur les 18 espèces de cétacés actuellement inscrites à l'Annexe I de la CMS,

- **Huit espèces** ne sont pas soumises à la chasse : les baleines de Biscaye, les baleines franches du Pacifique Nord, les baleines australes, les baleines bleues, la sous-population méditerranéenne de dauphins communs, la sous-population méditerranéenne de baleines à bec de Cuvier, le grand dauphin de Lahille et la sous-population de marsouins communs de la Baltique centrale ;
- **Trois espèces** sont chassées dans le cadre de la Procédure de gestion de la chasse autochtone de subsistance de la CBI : la baleine du Groenland, le rorqual commun et la baleine à bosse ;
- **Deux espèces** sont chassées à des fins commerciales : le rorqual commun et le rorqual boréal. Les deux espèces sont chassées au Japon, tandis que les rorquals communs sont chassés en Islande ;
- **Cinq espèces** sont chassées illégalement : le grand dauphin de la mer Noire, le dauphin de l'Irrawaddy, le dauphin à bosse de l'Atlantique, le dauphin de La Plata et le dauphin du Gange ;
- **Deux espèces** sont capturées lors de chasses non réglementées : le cachalot et la baleine à bosse.

Nom commun	Nom de l'espèce	Listé à l'Annexe I ou II de la CMS	Soumis à la chasse à la baleine
Baleine du Groenland	<i>Balaena mysticetus</i>	I	Chasse autochtone de subsistance (ASW)
Baleine franche de l'Atlantique Nord	<i>Eubalaena glacialis</i> (Atlantique Nord)	I	Aucun signalement connu
Baleine franche du Pacifique Nord	<i>Eubalaena japonica</i> (Pacifique Nord)	I	Aucun signalement connu
Baleine australe	<i>Eubalaena australis</i>	I	Aucun signalement connu
Rorqual boréal	<i>Balaenoptera borealis</i>	I & II	Commercial
Rorqual commun	<i>Balaenoptera physalus</i>	I & II	ASM et commercial
Baleine à bosse	<i>Balaenoptera musculus</i>	I & II	Aucun signalement connu
Baleine à bosse	<i>Megaptera novaeangliae</i>	I & II	ASW et chasses locales autochtones
Dauphin commun	<i>Delphinus delphis</i> (Méditerranée uniquement)	I & II	Aucun signalement connu
Grand dauphin de Lahille	<i>Tursiops truncatus gephyreus</i>	I & II	Aucun signalement connu
Grand dauphin de la mer Noire	<i>Tursiops truncatus ponticus</i>	I & II	Illégalement
Dauphin de l'Irrawaddy	<i>Orcaella brevirostris</i>	I & II	Illégalement
Dauphin à bosse de l'Atlantique	<i>Sousa teuszii</i>	I & II	Illégalement
Marsouin commun de la Baltique centrale	<i>Phocoena phocoena</i> (pop baltique proprement dit)	I & II	Aucun signalement connu
Cachalot	<i>Physeter macrocephalus</i>	I & II	Chasses locales autochtones
Dauphin du Gange	<i>Platanista gangetica</i>	I & II	Illégalement
Dauphin de la Plata	<i>Pontoporia blainvillei</i>	I & II	Illégalement
Baleine à bec de Cuvier	<i>Ziphius cavirostris</i> (sous-pop méditerranéenne uniquement)	I	Aucun signalement connu

Tableau 2. L'annexe CMS I-a listé les cétacés soumis à la chasse à la baleine contemporaine.

### Une note sur le commerce des espèces inscrites à l'Annexe I de la CMS

Pour la plupart des cétacés de l'annexe I de la CMS, il n'existe pas de vision claire de l'étendue dans laquelle leur viande ou autres dérivés sont commercialisés, tant au niveau national, ni régional ni international. Bien que la base de données CITES contienne des exemples de commerce international légal, l'étendue réelle du commerce, légal ou illégal, et tant au niveau national qu'international, n'est pas connue pour le moment en raison du manque de données, et d'informations spécifiques à chaque espèce (et surtout à chaque population). Cela entrave toute tentative de quantifier l'impact du commerce sur les espèces inscrites à l'Annexe I de la CMS. Les cétacés représentent 3 % des enregistrements de saisies de viande rapportés dans les rapports annuels sur le commerce illégal de la CITES 2016-2020, et les bases de données commerciales TRAFFIC et CITES contiennent respectivement plusieurs saisies et échanges de viande et d'huile de baleine. Il existe cependant certaines preuves (issues de la base de données commerciale CITES, du portail TRAFFIC sur le commerce de la faune et des rapports annuels sur le commerce illégal de la CITES) que de nombreuses espèces inscrites à l'Annexe I du CMS sont légalement et illégalement commercialisées, ce qui en fait un facteur qui ne peut être ignoré pour les stratégies de conservation et de gestion.

### Recommandations

#### (1) Chasse à la baleine et prélèvement de viande d'animaux sauvages aquatiques

- En cas de chasse autochtone, les quotas ne devraient être fixés qu'après un conseil scientifique et en collaboration avec les communautés autochtones locales, en appliquant toujours le principe de précaution. La composition des captures en fonction de l'âge et du sexe doit également être prise en considération lors de la fixation des quotas et doit faire l'objet d'une surveillance.
- Dans les États de l'aire de répartition où les cétacés sont légalement consommés, les Parties doivent tenir compte des préoccupations liées à la santé humaine et assurer le bien-être de leurs citoyens. Les Parties devraient également introduire des tests obligatoires pour les produits de cétacés, un étiquetage obligatoire de ces produits et des lignes directrices nationales en matière de santé et de sécurité, notamment des niveaux maximaux de sécurité concernant le mercure.
- Les États de l'aire de répartition où ont lieu les prélèvements (et le commerce) illégaux devraient accroître la sensibilisation et l'éducation des communautés locales concernant la législation de protection pertinente et les sanctions qui y sont associées.
- Les États de l'aire de répartition qui mettent en œuvre des stratégies de gestion doivent tenir compte du grand nombre de facteurs de stress cumulatifs et synergiques potentiels, y compris les impacts du changement climatique et de la pollution chimique, qui peuvent nuire aux populations ciblées d'espèces inscrites à l'Annexe I de la CMS.

#### (2) Application de la loi

- Les Parties doivent appliquer la législation nationale interdisant la capture et le commerce des espèces inscrites à l'Annexe I et procéder à des inspections régulières pour déterminer l'identité des espèces.
- Le cas échéant, les Parties devraient mettre en œuvre une interdiction de l'utilisation des petits cétacés comme appâts pour la pêche, promouvoir des alternatives et fournir une formation sur la manipulation et la remise en liberté en douceur des dauphins capturés accidentellement.

### (3) Recherche

- Les Parties devraient entreprendre des évaluations complètes de toutes les espèces inscrites à l'Annexe I de la CMS évoluant dans leurs eaux, en fournissant des estimations de l'abondance de la population et, si possible, des tendances.
- Les Parties devraient surveiller l'effet de la pression continue, renouvelée ou accrue de la chasse à la baleine exercée par les non-Parties à la CMS (Islande et Japon) sur le rorqual commun.
- Les Parties devraient surveiller/augmenter le recueil et la communication de données sur l'étendue de l'hybridation avec les baleines bleues.
- Les Parties devraient accroître la collecte de données et la compréhension des schémas migratoires des espèces inscrites à l'Annexe I de la CMS, afin de mieux comprendre et quantifier la mesure dans laquelle les populations sont soumises à la pression de la chasse contemporaine ainsi qu'à d'autres menaces.

### (4) Commerce

- La Résolution 12.15 de la CMS reconnaît explicitement que la demande accrue de viande d'animaux sauvages aquatiques représente une menace pour la faune aquatique dans de nombreuses régions du monde. Les Parties devraient développer des méthodes permettant d'évaluer l'impact du commerce de la viande d'animaux sauvages aquatiques sur les populations de faune sauvage.

### (5) Rapports

- Le cas échéant, les Parties devraient inclure dans leurs rapports nationaux à la CMS des données sur les captures (légales et, si elles sont connues, illégales) de petits cétacés et fournir ces données à la CBI.
- Les Parties devraient accroître la collecte et la communication de données sur le commerce national et régional des espèces inscrites à l'annexe I.
- Les Parties devraient envisager d'entreprendre une quantification similaire de la chasse à la baleine contemporaine et du prélèvement de viande d'animaux sauvages aquatiques des espèces de cétacés inscrites à l'Annexe II de la CMS.

### (6) Collaboration

- Les Parties devraient encourager l'adhésion à la CMS par les non-Parties qui sont des États de l'aire de répartition des cétacés inscrits à l'Annexe I soumis à la chasse à la baleine contemporaine ou à des chasses illégales ;

### Actions pour répondre à d'autres menaces

Les cétacés inscrits à l'Annexe I de la CMS qui font l'objet d'une chasse à la baleine contemporaine ou de prélèvements de viande d'animaux aquatiques sont également menacés par d'autres dangers, que les recommandations ci-dessous visent à aborder. Elles s'appuient sur les priorités définies dans la [Résolution 14.9](#) *Priorités de conservation pour les cétacés*.

- Mettre en œuvre une réduction/modification urgente et drastique de l'effort de pêche et de sa pratique, notamment en appliquant des méthodes d'atténuation (par exemple, changement de type d'engin, utilisation d'émetteurs acoustiques, etc.) afin d'éviter

l'effondrement des populations de dauphins de La Plata et de marsouins communs de la Baltique centrale.

- Identifier les zones à haut risque de collision entre navires et baleines, et mettre en œuvre des stratégies de gestion afin de réduire les collisions dans ces zones et ailleurs.
- Accroître la collecte et la communication de données sur les menaces actuelles pesant sur toutes les espèces inscrites à l'Annexe I dans les eaux de la zone économique exclusive (ZEE), telles que les collisions avec les navires, les prises accessoires, etc.
- Entreprendre des évaluations spécifiques aux espèces concernant leurs préférences en matière d'habitat dans les eaux de la ZEE, afin d'identifier les habitats critiques et de mettre en œuvre des stratégies de gestion adaptées aux activités humaines.
- Soutenir les actions concertées et les plans d'action par espèce existants de la CMS, ainsi que d'autres initiatives visant à inverser le déclin des espèces, populations et sous-populations inscrites à l'Annexe I de la CMS, et/ou mettre en œuvre des plans similaires pour les espèces qui ne sont pas actuellement couvertes par de telles initiatives.

### **Remerciements**

Les auteurs remercient la Dr Lindsay Porter, vice-présidente du comité scientifique de l'IWC, pour ses précieux commentaires sur un brouillon antérieur. Le Secrétariat de la CMS et les auteurs remercient le gouvernement allemand pour leur soutien financier.

## Références

- Acharyya, T., Das, D., Raulo, S., Srichandan, S. (2023). Surviving in a warming and crowded world: a review of Irrawaddy dolphin in Asia's largest brackish water lagoon. *Journal of Coastal Conservation*, 27(5), 50. <http://dx.doi.org/10.1007/s11852-023-00982-8>
- Agrelo, M., Daura-Jorge, F.G., Rowntree, V.J., Sironi, M., Hammond, P.S., Ingram, S.N., Marón, C.F., Vilches, F.O., Seger, J., Payne, R. & Simões-Lopes, P.C. (2021). Ocean warming threatens southern right whale population recovery. *Science Advances*, 7(42), eabh2823. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abh2823>
- Allison, C. (2017). *International Whaling Commission Catch Data Base v. 6.1*. [Data set]. International Whaling Commission.
- Altherr, S. & Hodgins, N. (2024). *Small Cetaceans – Even Bigger Problems. An updated global review of directed hunts on small whales, dolphins and porpoises*. Pro Wildlife (ed.), Munich (Germany). [https://www.researchgate.net/publication/377985792\\_Small\\_Cetaceans\\_-\\_Even\\_Bigger\\_Problems\\_An\\_updated\\_global\\_review\\_of\\_directed\\_hunts\\_on\\_small\\_whales\\_dolphins\\_and\\_porpoises](https://www.researchgate.net/publication/377985792_Small_Cetaceans_-_Even_Bigger_Problems_An_updated_global_review_of_directed_hunts_on_small_whales_dolphins_and_porpoises)
- Altherr, S. & Hodgins, N. (2018). *Small Cetaceans, Big Problems: A global review of the impacts of hunting on small whales, dolphins and porpoises*. Pro Wildlife, AWI & WDC (eds). [https://www.researchgate.net/publication/328829420\\_SMALL\\_CETACEANS\\_BIG\\_PROBLEMS\\_-\\_A\\_global\\_review\\_of\\_the\\_impacts\\_of\\_hunting\\_on\\_small\\_whales\\_dolphins\\_and\\_porpoises](https://www.researchgate.net/publication/328829420_SMALL_CETACEANS_BIG_PROBLEMS_-_A_global_review_of_the_impacts_of_hunting_on_small_whales_dolphins_and_porpoises)
- Amundin, M., Carlström, J., Thomas, L., Carlén, I., Koblitz, J., Teilmann, J., Tougaard, J., Tregenza, N., Wennerberg, D., Loisa, O. & Brundiers, K. (2022). Estimating the abundance of the critically endangered Baltic Proper harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) population using passive acoustic monitoring. *Ecology and Evolution*, 12(2), e8554. <https://doi.org/10.1002/ece3.8554>
- Baker, C.S. & Steel, D. (2018). Genetics, forensics. In B. Würsig, J.G.M. Thewissen, & K.M. Kovacs, (Eds.), *Encyclopedia of Marine Mammals* (3rd ed., pp. 406-410). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804327-1.00136-9>
- Baker, C.S., Perry, A., Bannister, J.L., Weinrich, M.T., Abernethy, R.B., Calambokidis, J., Lien, J., Lambertsen, R.H. & Ramírez, J.U. (1993). Abundant mitochondrial DNA variation and worldwide population structure in humpback whales. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 90(17), 8239-8243. <https://doi.org/10.1073/pnas.90.17.8239>
- Bamy, I., Djiba, A. & van Waerebeek, K. (2021). Recent survey for delphinids at Tristao Islands, Guinea, reinforces concern for bycatches and marine bushmeat use. Preprints. <https://doi.org/10.20944/preprints202104.0094.v1>.
- Bannister, J.L., Hammond, P.S. & Double, M.C. (2016). *Population trends in right whales off southern Australia 1993-2015* (SC/66b/BRG09). International Whaling Commission, Scientific Committee.

- Bannister, J.L. (2001). Status of southern right whales (*Eubalaena australis*) off southern Australia. *Journal of Cetacean Research and Management* (Special Issue 2), 103-110. <https://doi.org/10.47536/jcrm.vi.273>
- Basran, C., Chosson, V., Williams, A., Simpson, N., Long, S.A., Dodds, F., Rasmussen, M.H. & Horrocks, J.A. (2023). First documented migration of an Icelandic humpback whale mother and calf pair from the West Indies breeding grounds. *Journal of Cetacean Research and Management*, 24, 205-208. <http://dx.doi.org/10.47536/jcrm.v24i1.833>
- Bearzi, G., Genov, T., Natoli, A., Gonzalvo, J. & Pierce, G.J. (2022). *Delphinus delphis* (Inner Mediterranean subpopulation) (errata version published in 2022). The IUCN Red List of Threatened Species 2022: e.T189865869A210844387. <https://www.iucnredlist.org/species/189865869/210844387>
- Bearzi, G., Bonizzoni, S. & Santostasi, N.L. (2020). *Delphinus delphis* (Gulf of Corinth subpopulation) (errata version published in 2021). The IUCN Red List of Threatened Species 2020: e.T156206333A194321818. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-2.RLTS.T156206333A194321818.en>.
- Bearzi, G. (2003). *Delphinus delphis* (Mediterranean subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2003: e.T41762A10557372. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2003.RLTS.T41762A10557372.en>.
- Bearzi, G., Reeves, R.R., Notarbartolo di Sciara, G., Politi, E., Cañadas, A., Frantzis, A. & Mussi, B. (2003). Ecology, status and conservation of Short-beaked Common Dolphins (*Delphinus delphis*) in the Mediterranean Sea. *Mammal Review*, 33(3-4), 224-252. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2907.2003.00032.x>
- Berggren, P. (1994). Bycatches of the harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in the Swedish Skagerrak, Kattegat and Baltic waters; 1973-1993. *Reports of the International Whaling Commission*, (Special Issue 15), 211-216.
- Berggren, P., Ishaq, R., ZebÜhr, Y., NÄf, C., Bandh, C. & Broman, D. (1999). Patterns and levels of organochlorines (DDTS, PCBs, non-ortho PCBs and PCFF/Fs) in male harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from the Baltic Sea, the Kattegat-Skagerrak seas and the west coast of Norway. *Marine Pollution Bulletin*, 38(12), 1070-1084. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(99\)00098-3](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(99)00098-3)
- Best, P. B., Brandao, A. & Butterworth, D. S. (2001). Demographic parameters of southern right whales off South Africa. *Journal of Cetacean Research and Management* (Special Issue 2), 161-169. <http://dx.doi.org/10.47536/jcrm.vi.296>
- Bettridge, S.O.M., Baker, C.S., Barlow, J., Clapham, P., Ford, M.J., Gouveia, D., Mattila, D.K., Pace, R.M., Rosel, P.E., Silber, G.K. & Wade, P.R. (2015). *Status review of the humpback whale (Megaptera novaeangliae) under the Endangered Species Act* (Technical Memorandum NOAA-TM-NMFS-SWFSC-540). U.S. Department of Commerce. [https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/4883/noaa\\_4883\\_DS1.pdf](https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/4883/noaa_4883_DS1.pdf)
- Birkun, A. (2012). *Tursiops truncatus ssp. ponticus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2012: e.T133714A17771698. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2012.RLTS.T133714A17771698.en>

- Birkun Jr., A. (2002a). Direct killing and live capture: Black Sea. In G. Notarbartolo di Sciara (Ed.), *Cetaceans of the Mediterranean and Black Seas: State of knowledge and conservation strategies* (pp. 31-38). ACCOBAMS Secretariat, Monaco.
- Birkun Jr., A. (2002b). Natural mortality: Black Sea. In G. Notarbartolo di Sciara (Ed.), *Cetaceans of the Mediterranean and Black Seas: State of Knowledge and Conservation Strategies* (pp. 181-193). ACCOBAMS Secretariat, Monaco.
- Brandão, A., Butterworth, D.S., Ross-Gillespie, A. & Best, P.B. (2013). *Application of a photo-identification based assessment model to southern right whales in South African waters, now including data up to 2012* (SC/65a/BRG17). International Whaling Commission, Scientific Committee. <http://hdl.handle.net/11427/18937>
- Braulik, G., Taylor, B., Minton, G., Cooke, J., Notarbartolo di Sciara, G., & Reeves, R. (2022). *Red List Status of Cetaceans* (SC/68D/O/01). International Whaling Commission, Scientific Committee.
- Braulik, G., Atkore, V., Khan, M.S. & Malla, S. (2021). *Review of Scientific Knowledge of the Ganges river dolphin*. WWF. [https://www.researchgate.net/publication/354620888\\_Review\\_of\\_Scientific\\_Knowledge\\_of\\_the\\_Ganges\\_river\\_dolphin](https://www.researchgate.net/publication/354620888_Review_of_Scientific_Knowledge_of_the_Ganges_river_dolphin)
- Braulik, G.T., Taylor, B.L., Minton, G., Notarbartolo di Sciara, G., Collins, T., Rojas-Bracho, L., Crespo, E.A., Ponnampalam, L.S., Double, M.C. & Reeves, R.R., (2023). Red-list status and extinction risk of the world's whales, dolphins, and porpoises. *Conservation biology*, 37(5), p.e14090.
- Breed, G.A., Vermeulen, E. & Corkeron, P. (2024). Extreme longevity may be the rule not the exception in Balaenid whales. *Science Advances*, 10(51), eadq3086. <https://doi.org/10.1126/sciadv.adq3086>
- Brownell, R., Reeves, R., Read, A., Smith, B.D., Thomas, P., Ralls, K., Amano, M., Berggren, P., Chit, A.M., Collins, T., Currey, R.J.C., Dolar, M.L., Genov, T., Hobbs, R., Krieb, D., Marsh, H., Mei, Z., Perrin, W., Phay, S., Rojas-Bracho, L., Ryan, G., Shelden, K., Slooten, E., Taylor, B., Vidal, O., Ding, W., Whitty, T. & Wang, J.Y. (2019). Bycatch in gillnet fisheries threatens Critically Endangered small cetaceans and other aquatic megafauna. *Endangered Species Research*, 40, 285-296. <http://dx.doi.org/10.3354/esr00994>
- Brownell Jr., R.L., Yablokov, A.V. & Ivashchenko, Y. V. (2009). Whaling, illegal and pirate. In W.F. Perrin, B. Würsig, J.G.M. Thewissen (Eds.), *Encyclopedia of marine mammals* (pp. 1235-1239). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-373553-9.00282-0>
- Brownell Jr, R.L., Nowacek, D.P. and Ralls, K., 2008. Hunting cetaceans with sounds: a worldwide review. *Journal of Cetacean Research and Management*.
- Burdin, A.M., Nikulin, V.S., Jacobs-Spauding, M. & Brownell Jr., R.L. (2004). *Incidental entanglement of Okhotsk Sea right whales: a future conservation issue?* (SC/56/BRG41). International Whaling Commission Scientific Committee.
- Cañadas, A. & Notarbartolo di Sciara, G. (2018). *Ziphius cavirostris (Mediterranean subpopulation)* (errata version published in 2021). The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T16381144A199549199. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T16381144A199549199.en>.

- Cañadas, A., Aguilar de Soto, N., Aissi, M., Arcangeli, A., Azzolin, M., B-Nagy, A., Bearzi, G., Campana, I., Chicote, C., Cotte, C., Crosti, R., Di Natale, A., Fortuna, C., Frantzis, A., Garcia, P., Gazo, M., Gutierrez-Xarxa, R., Holcer, D., Laran, S., Lauriano, G., Lewis, T., Moulins, A., Mussi, B., Notarbartolo di Sciara, G., Panigada, S., Pastor, X., Politi, E., Pulcini, M., Raga, J.A., Rendell, L., Rosso, M., Tepsich, P., Tomás, J. & Tringali, M. (2017). The challenge of habitat modelling for threatened low density species using heterogeneous data: the case of Cuvier's beaked whales in the Mediterranean. *Ecological Indicators*, 85, 128-136. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.10.021>
- Cantor, M., Farine, D. & Dauria-Jorge, F. (2023). Foraging synchrony drives resilience in human-dolphin mutualism. *PNAS*, 120(6), e2207739120. <https://doi.org/10.1073/pnas.2207739120>
- Carlström, J., Carlén, I., Dähne, M., Hammond, P.S., Koschinski, S., Owen, K., Sveegaard, S. & Tiedemann, R. (2023). *Phocoena phocoena* (Baltic Sea subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2023: e.T17031A50370773. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2023-1.RLTS.T17031A50370773.en>
- Castro Ayala, C., García-Cegarra, A.M., Uceda-Vega, P., Aguilar, L., Kelez, S., Buchan, S.J., Félix, F., Stack, S.H. & Van Waerebeek, K. (2024). New northernmost distribution records of the Eastern South Pacific southern right whale (*Eubalaena australis*), including the first cases from Ecuador and northern Peru. *PLoS ONE*, 19(11), e0312528. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0312528>
- Cervin, L., Harkonen, T. & Harding, K.C. (2020). Multiple stressors and data deficient populations; a comparative life-history approach sheds new light on the extinction risk of the highly vulnerable Baltic harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *Environment International*, 144, 106076. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106076>
- Cetacean Specialist Group. (1996). *Balaena mysticetus* (Bering-Chukchi-Beaufort Sea subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 1996: e.T2468A9442786. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.1996.RLTS.T2468A9442786.en>
- Childerhouse, S., Jackson, J., Baker, C.S., Gales, N., Clapham, P.J. & Brownell Jr., R.L. (2008). *Megaptera novaeangliae* (Oceania subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T132832A3463914. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T132832A3463914.en>
- Chosson, V., Wyss, V., Jann, B., Wenzel, F.W., Sigurðsson, G.M., Simon, M., Hansen, R.G. & Jones, L.S. (2024). First documented movement of a humpback whale between the Cape Verde Islands and West Greenland. *Ecology and Evolution*, 14(3), e11152. <https://doi.org/10.1002/ece3.11152>
- Choudhury, N.B., Mazumder, M.K., Chakravarty, H., Choudhury, A.S., Boro, F. & Choudhury, I.B. (2019). The endangered Ganges river dolphin heads towards local extinction in the Barak river system of Assam, India: Plea for conservation. *Mammalian Biology*, 95, 102-111. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2019.03.007>
- Christiansen, F., Dawson, S.M., Durban, J.W., Fearnbach, H., Miller, C.A., Bejder, L., Uhart, M., Sironi, M., Corkeron, P., Rayment, W. & Leunissen, E. (2020). Population comparison of right whale body condition reveals poor state of the North Atlantic right

- whale. *Marine Ecology Progress Series*, 640, 1-16.  
<http://dx.doi.org/10.3354/meps13299>
- CITES Trade Database. (2024). Compiled by UNEP-WCMC for the CITES Secretariat. Available at: [trade.cites.org](http://trade.cites.org). Accessed on 29 October 2024.
- Clapham, P.J. & Baker, C.S. (2018). Whaling, modern. In B. Wursig, J.G.M. Thewissen, & K.M. Kovacs (Eds.), *Encyclopedia of marine mammals* (pp. 1070-1074). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804327-1.00272-7>
- Clarke, R. (1965). Southern right whales on the coast of Chile. *Norsk Hvalfangst-Tidende*, 54(6), 121-128.
- CMS Concerted Action 14.5. (2024). Concerted Action for the Franciscana Dolphin (UNEP/CMS/Concerted Action 14.5). Convention on Migratory Species. <https://www.cms.int/en/document/concerted-action-franciscana-dolphin-pontoporia-blainvillei>
- CMS Resolution 14.15. (2024). *Action Plan to Address Aquatic Wild Meat Harvests in West Africa* (UNEP/CMS/Resolution 14.15). Convention on Migratory Species. <https://www.cms.int/en/document/action-plan-address-aquatic-wild-meat-harvests-west-africa>
- CMS Resolution 14.10. (2024). *Single Species Action Plan for the Atlantic Humpback Dolphin (Sousa teuszii)*. (UNEP/CMS/Resolution 14.10). Convention on Migratory Species. <https://www.cms.int/en/document/single-species-action-plan-atlantic-humpback-dolphin-sousa-teuszii-2>
- CMS Resolution 13.7. (2020). *Guidelines for Preparing and Assessing Proposals for the Amendment of CMS Appendices* (UNEP/CMS/Resolution 13.7). Convention on Migratory Species. <https://www.cms.int/en/document/guidelines-preparing-and-assessing-proposals-amendment-cms-appendices-1>
- CMS. (2017). *Appendices I and II*. Convention on Migratory Species. <https://www.cms.int/en/species/appendix-i-ii-cms>
- Collins, T., Braulik, G.T. & Perrin, W. (2017). *Sousa teuszii* (errata version published in 2018). The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T20425A123792572. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T20425A50372734.en>.
- Collins, T., Boumba, R., Thonio, J., & Parnell, R. (2010). *The Atlantic humpback dolphin (Sousa teuzii) in Gabon and Congo: cause for optimism or concern* (SC/62/SM9). International Whaling Commission, Scientific Committee. Agadir, Morocco.
- Collins, T. (2015). Re-assessment of the Conservation Status of the Atlantic Humpback Dolphin, *Sousa teuszii* (Kükenthal, 1892), Using the IUCN Red List Criteria. In T.A. Jefferson and B.E. Curry (Eds.), *Humpback Dolphins (Sousa spp.): Current Status and Conservation, Part 1* (pp. 47-77). *Advances in Marine Biology*, 72. Oxford: Academic Press. <https://doi.org/10.1016/bs.amb.2015.09.001>
- Collins, T., Minton, G., Strindberg, S., Willson, A., Gray, H., Kennedy, A., Findlay, K., Sarrouf-Willson, M., Al Harthi, S. & Baldwin, R. (2018). Estimates of abundance and survival for Arabian Sea humpback whales in the waters of the Sultanate of Oman.

- Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals, adopted 23 June 1979, 1651 UNTS 333 (entered into force 1 November 1983).  
<https://www.cms.int/en/convention-text>
- Cooke, J.G. (2020). *Eubalaena glacialis* (errata version published in 2020). The IUCN Red List of Threatened Species 2020: e.T41712A178589687. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-2.RLTS.T41712A178589687.en>
- Cooke, J.G. (2018a). *Eubalaena australis* (Chile-Peru subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T133704A50385137. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-1.RLTS.T133704A50385137.en>
- Cooke, J.G. (2018b). *Balaenoptera musculus* (errata version published in 2019). The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T2477A156923585. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T2477A156923585.en>
- Cooke, J.G. (2018c). *Balaenoptera physalus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T2478A50349982. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T2478A50349982.en>
- Cooke, J.G. (2018d). *Balaenoptera borealis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T2475A130482064. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T2475A130482064.en>
- Cooke, J.G. (2018e). *Megaptera novaeangliae*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T13006A50362794. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T13006A50362794.en>
- Cooke, J.G. (2018f). *Balaenoptera musculus* ssp. *intermedia*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T41713A50226962. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T41713A50226962.en>
- Cooke, J.G. & Reeves, R. (2018a). *Balaena mysticetus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T2467A50347659. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-1.RLTS.T2467A50347659.en>
- Cooke, J. & Reeves, R. (2018b). *Balaena mysticetus* (East Greenland-Svalbard-Barents Sea subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T2472A50348144. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-1.RLTS.T2472A50348144.en>
- Cooke, J.G., Brownell Jr., R.L. & Shpak, O.V. (2018). *Balaena mysticetus* (Okhotsk Sea subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T2469A50345920. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-1.RLTS.T2469A50345920.en>
- Cooke, J.G. & Clapham, P.J. (2018a). *Eubalaena japonica*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T41711A50380694. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-1.RLTS.T41711A50380694.en>

- Cooke, J.G. & Clapham, P.J. (2018b). *Eubalaena japonica* (Northeast Pacific subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T133706A50385246. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-1.RLTS.T133706A50385246.en>
- Cooke, J.G. & Zerbini, A.N. (2018). *Eubalaena australis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T8153A50354147. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-1.RLTS.T8153A50354147.en>
- Cooke, J.G., Rowntree, V.J. & Sironi, M. (2015). Southwest Atlantic right whales: interim updated population assessment from photo-id data collected at Península Valdéz (SC/66a/BRG 23). International Whaling Commission, Scientific Committee.
- Cooke, J. G., Rowntree, V. J. & Payne, R. S. (2001). Estimates of demographic parameters for southern right whales (*Eubalaena australis*) observed off Peninsula Valdes, Argentina. *Journal of Cetacean Research and Management* (Special Issue 2), 125-132. <https://doi.org/10.47536/jcrm.vi.297>
- Constantine, R., Jackson, J.A., Steel, D., Baker, C.S., Brooks, L., Burns, D., Clapham, P., Hauser, N., Madon, B., Mattila, D. and Oremus, M. (2012). Abundance of humpback whales in Oceania using photo-identification and microsatellite genotyping. *Marine Ecology Progress Series*, 453, 249-261. <http://dx.doi.org/10.3354/meps09613>
- De Vos, A., Brownell Jr., R.L., Tershy, B. & Croll, D. (2016). Anthropogenic threats and conservation needs of Blue Whales, *Balaenoptera musculus indica*, around Sri Lanka. *Journal of Marine Biology*, 16(8420846). <https://doi.org/10.1155/2016/8420846>
- Dewhurst-Richman, N.I., Jones, J.P.G., Northridge, S., Ahmed, B., Brook, S., Freeman, R., Jepson, P., Mahood, S.P. & Turvey, S.T. (2020). Fishing for the facts: river dolphin bycatch in a small-scale freshwater fishery in Bangladesh. *Animal Conservation*, 23(2), 160-170. <https://doi.org/10.1111/acv.12523>
- Dolar, M., de la Paz, M. & Sabater, E. (2018). *Orcaella brevirostris* (Iloilo-Guimaras Subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T123095978A123095988. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T123095978A123095988.en>
- Ellis, R. (2018). Whaling, aboriginal and western traditional. In B. Würsig, J.G.M. Thewissen, & K.M. Kovacs (Eds.), *Encyclopedia of marine mammals* (pp. 1054-1063). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804327-1.00269-7>
- Fielding, R. & Barrientos, C. (2021). History of whaling in Annobón, Equatorial Guinea, and new evidence of its continued occurrence. *Journal of Cetacean Research and Management*, 22, 29-37. <https://doi.org/10.47536/jcrm.v22i1.217>
- Fielding, R. & Kiszka, J.J. (2021). Artisanal and aboriginal subsistence whaling in Saint Vincent and the Grenadines (Eastern Caribbean): History, catch characteristics, and needs for research and management. *Frontiers in Marine Science*, 8, 668597. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.668597>
- Findlay, K., Thornton, M., Wilkinson, C., Vermeulen, E. & Hoerbst, S. (2017). *Report on the 2016 Mammal Research Institute Whale Unit Southern Right Whale Survey, Nature's Valley to Lambert's Bay, South Africa* (SC/67a/SH05). International Whaling Commission, Scientific Committee. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.28842.18887>

- Fioravanti, T., Maio, N., Latini, L., Splendiani, A., Guarino, F.M., Mezzasalma, M., Petraccioli, A., Cozzi, B., Mazzariol, S., Centelleghes, C. & Sciancalepore, G. (2022). Nothing is as it seems: Genetic analyses on stranded fin whales unveil the presence of a fin-blue whale hybrid in the Mediterranean Sea (Balaenopteridae). *The European Zoological Journal*, 89(1), 590-600. <https://doi.org/10.1080/24750263.2022.2063426>
- Fossi, M.C., Marsili, L., Neri, G., Bearzi, G. & Notarbartolo di Sciara, G. (2004). Are the Mediterranean cetaceans exposed to the toxicological risk of endocrine disrupters? *European Research on Cetaceans*, 15, 338. <https://dx.doi.org/10.1111/j.1749-6632.2001.tb03987.x>
- Fossi, M.C., Panti, C., Guerranti, C., Coppola, D., Giannetti, M., Marsili, L. and Minutoli, R. (2012). Are baleen whales exposed to the threat of microplastics? A case study of the Mediterranean fin whale (*Balaenoptera physalus*). *Marine pollution bulletin*, 64(11), pp.2374-2379.
- Frasier, T.R., Petersen, S.D., Postma, L., Johnson, L., Heide-Jørgensen, M.P., & Ferguson, S.H. (2015). *Abundance estimates of the Eastern Canada-West Greenland bowhead whale (Balaena mysticetus) population based on genetic capture-mark-recapture analyses (2015/008)*. Canadian Department of Fisheries and Oceans, Science Advisory Secretariat. <https://publications.gc.ca/site/eng/481106/publication.html>
- Fruet, P., Daura-Jorge, F.G., Di Tullio, J.C., Laporta, P., Coscarella, M., Vermeulen, E., Ott, P.H., Genoves, R.C., Moreno, I.B., Rosa, L.D., Perez, F.S., Machado, R., Perez, M.S., Bezamat, C., Secchi, E.R., de Castilho, P.V., Barreto, A.S., Carrion, M., Dias, L., Botta, S., Flores, P.A.C., Pretto, D.J., Ferreira, E., Ilha, E.B., Camargo, Y.R., Frainer, G. & Arias, M. (2023). *Safeguarding the future of the endangered Lahille's bottlenose dolphins in South America: a 5 yrs. Action Plan*. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.10392994>
- Fruet, P.F., Kinas, P.G., da Silva, K.G., Di Tullio, J.C., Monteiro, D.S., Dalla Rosa, L., Estima, S.C. & Secchi, E.R. (2012). Temporal trends in mortality and effects of by-catch on common bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in southern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 92(8), 1865-1876. <https://doi.org/10.1017/S0025315410001888>
- Furlan, E., Stoklosa, J., Griffiths, J., Gust, N., Ellis, R., Huggins, R.M. & Weeks, A.R. (2012). Small population size and extremely low levels of genetic diversity in island populations of the platypus, *Ornithorhynchus anatinus*. *Ecology and evolution*, 2(4), 844–857. <https://doi.org/10.1002/ece3.195>
- Garcia-Cegarra, A., Malebran, M., Van Waerebeek, K. (2021). Antofagasta Region in northern Chile, a potential nursing ground for the Southern right whale *Eubalaena australis*. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 16(1), 40-45. <https://doi.org/10.5597/lajam00270>
- Garrison, L.P., Adams, J., Patterson, E.M. and Good, C.P. (2022). *Assessing the risk of vessel strike mortality in North Atlantic right whales along the US East Coast (Technical Memorandum NMFS-SEFSC-757)*. US Department of Commerce, National Marine Fisheries Service. <https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/44637>
- George, J.C., Sheffield, G., Tudor, B.J., Stimmelmayer, R. & Moore, M. (2021). Fishing gear entanglement and vessel collisions. In J.C. George and J.G.M. Thewissen (Eds.), *The*

- Bowhead Whale* (pp. 577-590). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818969-6.00036-4>
- Givens, G.H., Edmondson, S.L., George, J.C., Suydam, R., Charif, R.A., Rahaman, A., Hawthorne, D., Tudor, B., DeLong, R.A., & Clark, C.W. (2016). Horvitz-Thompson whale abundance estimation adjusting for uncertain recapture, temporal availability variation, and intermittent effort. *Environmetrics*, 27(3), 134-146. <https://doi.org/10.1002/env.2379>
- Government of Greenland. (2018). *White paper on management and utilization of large whales in Greenland* (IWC/67/ASW/X). Government of Greenland, Ministry of Fisheries, Hunting & Agriculture. <http://dx.doi.org/10.25607/OBP-1700>
- Government of Iceland. (2024). *Leyfi til veiða á langreyðum og hrefnu gefin út*. Government of Iceland, Ministry of Food & Agriculture. <https://www.stjornarradid.is/default.aspx?pageid=e5cf150d-33a7-11e6-80c7-005056bc217f&newsid=c54774e3-b317-11ef-b88c-005056bcde1f>
- Hakamada T. & Matsuoka K. (2016). *The number of blue, fin, humpback and North Pacific right whales in the western North Pacific in the JARPNII offshore survey area* (SC/F16/JR13). International Whaling Commission, Scientific Committee. <https://archive.iwc.int/?r=5895>
- Hakamada, T. & Matsuoka, K. (2015). *Abundance estimate for sei whales in the North Pacific based on sighting data obtained during IWC-POWER surveys in 2010-2012* (SC/66a/IA12). International Whaling Commission, Scientific Committee.
- Halliday, W.D., Le Baron, N., Citta, J.J., Dawson, J., Doniol-Valcroze, T., Ferguson, M., Ferguson, S.H., Fortune, S., Harwood, L.A., Heide-Jørgensen, M.P. & Lea, E.V. (2022). Overlap between bowhead whales (*Balaena mysticetus*) and vessel traffic in the North American Arctic and implications for conservation and management. *Biological Conservation*, 276, 109820. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2022.109820>
- Hansen, R.G., Boye, T.K., Larsen, R.S., Nielsen, N.H., Tervo, O., Nielsen, R.D., Rasmussen, M.H., Sinding, M.H. & Heide-Jørgensen, M.P. (2018). Abundance of whales in West and East Greenland in summer 2015. *NAMMCO Scientific Publications*, 11. <https://doi.org/10.7557/3.4689>
- Haria, S., Hardy, I., Harzen, S. & Bruneck, B. (2023). Estimating population abundance of Atlantic bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the coastal waters of Palm Beach County, Southeastern Florida. *Aquatic Mammals*, 49(1), 19-28. <https://doi.org/10.1578/AM.49.1.2023.19>
- Häussermann, V., Gutstein, C.S., Beddingon, M., Cassis, D., Olavarria, C., Dale, A.C., Valenuela-Toro, A.M., Perez Alvarez, M., Sepúlveda, H.H., McConnell, K.M., Horwitz, F.E. & Försterra, G. (2017). Largest baleen whale mass mortality during strong El Niño event is likely related to harmful toxic algal bloom. *PeerJ*, 5, e3123. <https://doi.org/10.7717/peerj.3123>
- HELCOM (2023). Abundance and population trends of harbour porpoises. HELCOM pre-core indicator report. Online. Viewed 23<sup>rd</sup> January 2025, <https://indicators.helcom.fi/indicator/harbour-porpoises-abundance/> ISSN 2343-2543.

- Herr, H., Viquerat, S., Devas, F., Lees, A., Wells, L., Gregory, B., Giffords, T., Beecham, D. & Meyer, B. (2022). Return of large fin whale feeding aggregations to historical whaling grounds in the Southern Ocean. *Scientific reports*, 12(1), 9458. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-13798-7>
- Horwood, J. (2018). Sei Whale: *Balaenoptera borealis*. In B. Würsig, J.G.M. Thewissen, and K.M. Kovacs (Eds.), *Encyclopedia of marine mammals* (3rd ed.). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804327-1.00224-7>
- Human and Environment Alliance League. (2019). *Trade in Dolphin Oil and Body Parts in Central West Bengal*. <https://healearth.in/dolphin-oil-trade-investigation/>
- ICES. (2019). Working Group on Marine Mammal Ecology (WGMME). *ICES Scientific Reports*, 1(22), 131. <http://doi.org/10.17895/ices.pub.4980>
- Im, J., Joo, S., Lee, Y., Kim, B.Y. and Kim, T. (2020). First record of plastic debris ingestion by a fin whale (*Balaenoptera physalus*) in the sea off East Asia. *Marine Pollution Bulletin*, 159, p.111514.
- Ingram, D.J., Prideaux, M., Hodgins, N.K., Frisch-Nwakanma, H., Avila, I.C., Collins, T., Cosentino, M., Keith-Diagne, L.W., Marsh, H., Shirley, M.H., Van Waerebeek, K., Djondo, M.K., Fukuda, Y., Glaus, K.B.J., Jabado, R.W., Lang, J.W., Lüber, S., Manolis, C., Webb, G.J.W. & Porter, L. (2022). Widespread Use of Migratory Megafauna for Aquatic Wild Meat in the Tropics and Subtropics. *Frontiers of Marine Science*, 9, 837447. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.837447>
- IWC. (2024a). *Total Catches* [Data set]. <https://iwc.int/management-and-conservation/whaling/total-catches>
- IWC. (2024b). *The Schedule to the International Convention on the Regulation of Whaling, as amended by the Commission at the 69th Meeting*. <https://archive.iwc.int/pages/view.php?ref=3606&k=>
- IWC. (2020). *South Asian River Dolphin Task Team Workshop Report (Kuala Lumpur, Malaysia, 19-21 July 2019)* (SC/68B/REP/04/Rev 0). International Whaling Commission. <https://journal.iwc.int/index.php/jcrm/article/view/1006>
- IWC. (2019). *Report of the 2019 Meeting of the IWC Scientific Committee*. International Whaling Commission. <https://archive.iwc.int/pages/view.php?ref=9570>
- IWC. (2018a). *IWC Ship Strike Database* [Data set]. International Whaling Commission.
- IWC. (2018b). Report of the Scientific Committee. *Journal of Cetacean Research and Management*, 19(Supplement), 1-101. <https://archive.iwc.int/?r=6940>
- IWC. (2016). *The Schedule to the International Convention on the Regulation of Whaling, as amended by the Commission at the 68th Meeting*. <https://archive.iwc.int/pages/view.php?ref=3606&k=>
- IWC. (2013). Report of the workshop on the assessment of southern right whales. *Journal of Cetacean Research and Management*, 14(Supplement), 437-462. <https://archive.iwc.int/?r=298>

- IWC. (2001). Report of the workshop on the comprehensive assessment of right whales: a worldwide comparison. *Journal of Cetacean Research and Management*, (Special Issue 2), 1-60. <http://dx.doi.org/10.47536/jcrm.vi.270>
- Ivashchenko, Y.V. & Clapham, P.J. (2012). Soviet catches of bowhead (*Balaena mysticetus*) and right whales (*Eubalaena japonica*) in the North Pacific and Okhotsk Sea. *Endangered Species Research*, 18, 201-217. <http://dx.doi.org/10.3354/esr00443>
- Ivashchenko, Y.V., Clapham, P.J. & Brownell Jr., R.L. (2017). New data on Soviet catches of blue (*Balaenoptera musculus*) and right whales (*Eubalaena japonica*) in the North Pacific. *Journal of Cetacean Research and Management*, 17(1), 15-22. <http://dx.doi.org/10.47536/jcrm.v17i1.427>
- Jaaman, S., Lah-Anyi, Y.U. & Peirce, G.J. (2008). Directed fisheries for dolphins and dugong in Sabah, East Malaysia: Past and presence. *Borneo Science*, 23, 1-20. [https://www.researchgate.net/publication/313436197\\_Directed\\_fisheries\\_for\\_dolphins\\_and\\_dugongs\\_in\\_Sabah\\_East\\_Malaysia\\_Past\\_and\\_present](https://www.researchgate.net/publication/313436197_Directed_fisheries_for_dolphins_and_dugongs_in_Sabah_East_Malaysia_Past_and_present)
- Jaaman, S., Lah-Anyi, Y.U. & Pierce, G.J. (2005). Incidental catches of marine mammals in fisheries was investigated in Sabah and Sarawak waters, East Malaysia (CM 2005/X:07). *Proceedings of the ICES Annual Science Conference 2005, Aberdeen Exhibition and Conference Centre (AECC)*. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.25350730.v1>
- Jackson, J.A., Carroll, E.L., Smith, T.D., Zerbini, A.N., Patenaude, N.J. & Baker, C.S. (2016). An integrated approach to historical population assessment of the great whales: case of the New Zealand southern right whale. *Royal Society Open Science*, 3(3), 150669. <https://doi.org/10.1098/rsos.150669>
- Japanese Fisheries Agency. (2024). *Initial allocations of TAC for 2024*. <https://www.jfa.maff.go.jp/e/whale/index.html>
- Jossey, S., Haddrath, O., Loureiro, L., Weir, J.T., Lim, B.K., Miller, J., Scherer, S.W., Goksøyr, A., Lille-Langøy, R., Kovacs, K.M., Lydersen, C., Routti, H. & Engstrom, M.D. (2024). Population structure and history of North Atlantic Blue whales (*Balaenoptera musculus musculus*) inferred from whole genome sequence analysis. *Conservation Genetics*, 25, 357-371. <https://doi.org/10.1007/s10592-023-01584-5>
- Kalashnikova, E., Botero-Acosta, N., Duque Mesa, E., Gascón, M.P., Lyne, P., Cheeseman, T., Vogel, A., Kennedy, A. and Akkaya, A. (2024). Interbreeding area movement of an adult humpback whale between the east Pacific Ocean and southwest Indian Ocean. *Royal Society Open Science*, 11, 241361. <https://doi.org/10.1098/rsos.241361>
- Kanda, N., Goto, M., & Pastene, L.A. (2006). Genetic characteristics of western North Pacific sei whales, *Balaenoptera borealis*, as revealed by microsatellites. *Marine Biotechnology*, 8, 86-93. <https://doi.org/10.1007/s10126-005-5130-1>
- Kelkar, N., Smith, B.D., Alom, M.Z., Dey, S., Paudel, S. & Braulik, G.T. (2022). *Platanista gangetica*. The IUCN Red List of Threatened Species 2022: e.T41756A50383346. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2022-1.RLTS.T41756A50383346.en>
- Kelkar, N. & Dey, S. (2020). Mesh mash: legal fishing nets cause most bycatch mortality of endangered South Asian river dolphins. *Biological Conservation*, 252, 1008844. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108844>

- Knowlton, A.R., Hamilton, P.K., Marx, M.K., Pettis, H.M., & Kraus, S.D. (2012). Monitoring North Atlantic right whale *Eubalaena glacialis* entanglement rates: a 30 yr retrospective. *Marine Ecology Progress Series*, 466, 293-302.  
<https://doi.org/10.3354/MEPS09923>
- Kopf, R.K., Banks, S., Brent, L.J., Humphries, P., Jolly, C.J., Lee, P.C., Luiz, O.J., Nimmo, D. & Winemiller, K.O. (2024). Loss of Earth's old, wise, and large animals. *Science (New York, N.Y.)*, 387(6729), eado2705. <https://doi.org/10.1126/science.ado2705>
- Kojima, K., & Egami, T. (2019). The record of whaling at Lamalera, Indonesia: the statistics and its analysis since 2010 through 2018. *Japan Cetology* (29), 21-40.  
[https://doi.org/10.5181/cetology.0.29\\_21](https://doi.org/10.5181/cetology.0.29_21)
- Kolipakam, V., Singh, S., Ray, S., Prasad, L., Roy, K., Wakid, A. & Qureshi, Q. (2020). Evidence for the continued use of river dolphin oil for bait fishing and traditional medicine: implications for conservation. *Heliyon*, 6(8), e04690.  
<https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04690>
- Laidre, K.L., Stern, H., Kovacs, K.M., Lowry, L., Moore, S.E., Regehr, E.V., Litovka, D., Quakenbush, L., Lydersen, C., Vongraven, D. & Ugarte, F. (2015). Arctic marine mammal population status, sea ice habitat loss, and conservation recommendations for the 21st century. *Conservation Biology*, 29(3), 724-737.  
<https://doi.org/10.1111/cobi.12474>
- Leeper, R., Cooke, J. G., Trathan, P., Reid, K., Rowntree, V. & Payne, R. (2006). Global climate drives southern right whale (*Eubalaena australis*) population dynamics. *Biology Letters*, 2, 289-292. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2005.0431>
- Leeney, R. H., Dia, I. M. & Dia, M. (2015). Food, pharmacy, friend? Bycatch, direct take and consumption of dolphins in West Africa. *Human Ecology*, 43, 105-118.  
<https://doi.org/10.1007/s10745-015-9727-3>
- Linden, D.W. (2023). *Population size estimation of North Atlantic right whales from 1990-2022* (Technical Memorandum NMFS-NE-314). US Department of Commerce, Northeast Fisheries Science Center.
- Lydersen, C., Freitas, C., Wiig, Ø., Bachmann, L., Heide-Jørgensen, M.P., Swift, R. & Kovacs, K.M. (2012). Lost highway not forgotten: satellite tracking of a bowhead whale (*Balaena mysticetus*) from the Critically Endangered Spitsbergen stock. *Arctic*, 65(1): 76-86. <https://doi.org/10.14430/arctic4167>
- Marine Connection. (2017, November 30). *Investigation into illegal trade in Black Sea bottlenose dolphins*. <https://marineconnection.org/investigation-into-illegal-trade-in-black-sea-bottlenose-dolphins/>
- Marine Mammal Commission. (2024). *North Atlantic Right Whale*. <https://www.mmc.gov/priority-topics/species-of-concern/north-atlantic-right-whale/>
- Matthews, C.J., Breed, G.A., LeBlanc, B. & Ferguson, S.H. (2020). Killer whale presence drives bowhead whale selection for sea ice in Arctic seascapes of fear. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(12), 6590-6598.  
<https://doi.org/10.1073/pnas.1911761117>
- Matsuoka, K., Hakamada, T. & Miyashita, T. (2016). *Distribution of blue (Balaenoptera musculus), fin (B. physalus), humpback (Megaptera novaeangliae) and north pacific*

- right (*Eubalaena japonica*) whales in the western North Pacific based on JARPN and JARPN II surveys (1994 to 2014) (SC/F16/JR/9). International Whaling Commission, Scientific Committee.
- Minton, G., Abel, G., Collins, T., Eniang, E., Frisch-Nwakanma, H., Keith-Diagne, L., Kema Kema, J.R., Takoukam Kamla, A., Virtue, M., Weir, C. & Reeves, R. (2022). Range-wide conservation efforts for the critically endangered Atlantic humpback dolphin (*Sousa teuszii*). *Diversity*, 14(9), 716. <https://doi.org/10.3390/d14090716>
- Minton, G., Smith, B.D., Braulik, G.T., Krebs, D., Sutaria, D. & Reeves, R. (2017). *Orcaella brevirostris* (errata version published in 2018). The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T15419A123790805. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T15419A50367860.en>
- Minton G., Collins T., Findlay K., Ersts P., Rosenbaum H., Bergren P. & Baldwin R. (2011). Seasonal distribution, abundance, habitat use and population identity of humpback whales in Oman. *Journal of Cetacean Research and Management*, 3(Special Issue), 185-200. <http://dx.doi.org/10.47536/jcrm.vi3.329>
- Minton, G., Collins, T., Pomilla, C., Findlay, K.P., Rosenbaum, H., Baldwin, R. & Brownell Jr., R.L. (2008). Megaptera novaeangliae (Arabian Sea subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T132835A3464679. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T132835A3464679.en>
- Miyashita, T., Kato, H. & Kasuya, T. (1996). *Worldwide Map of Cetacean Distribution Based on Japanese Sighting Data*. National Research Institute of Far Seas Fisheries.
- Monnahan, C.C., Branch, T.A. & Punt, A.E., (2015). Do ship strikes threaten the recovery of endangered eastern North Pacific blue whales? *Marine Mammal Science*, 31(1), 279-297. <http://dx.doi.org/10.1111/mms.12157>
- Moore, M.J., Rowles, T.K., Fauquier, D.A., Baker, J.D., Biedron, I., Durban, J.W., Hamilton, P.K., Henry, A.G., Knowlton, A.R., McLellan, W.A. & Miller, C.A. (2021). REVIEW: Assessing North Atlantic right whale health: Threats, and development of tools critical for conservation of the species. *Diseases of aquatic organisms*, 143, 205-226. <https://doi.org/10.3354/dao03578>
- NAMMCO. (2024). *Sei whale*. <https://nammco.no/sei-whale/-1475844711542-eedf1c7b-5dde>
- National Marine Fisheries Service. (2021). *Sei Whale (Balaenoptera borealis) 5-Year Review: Summary and Evaluation*. National Marine Fisheries Service, Office of Protected Resources, Silver Spring, MD. <https://www.fisheries.noaa.gov/resource/document/sei-whale-5-year-review>
- National Marine Fisheries Service. (1998). *Recovery plan for the blue whale (Balaenoptera musculus)*. National Marine Fisheries Service, Office of Protected Resources, Silver Spring, MD. <https://www.fisheries.noaa.gov/resource/document/recovery-plan-blue-whale-balaenoptera-musculus>
- Natoli, A., Birkun Jr., A., Aguilar, A., Lopez, A. & Hoelzel, A.R. (2005). Habitat structure and the dispersal of male and female bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 272, 1217-1226. <https://doi.org/10.1098/rspb.2005.3076>

- Nelms, S.E., Duncan, E.M., Patel, S., Badola, R., Bhola, S., Chakma, S., Chowdhury, G.W., Godley, B.J., Haque, A.B., Johnson, J.A., Khatoon, H, Napper, I.E., Niloy, M.N.H., Akter, T., Badola, S., Dev, A., Rawat, S., Santillo, D., Sarker, S., Sharma, E. & Koldewey, H. (2021)a. Riverine plastic pollution from fisheries: Insights from the Ganges River system. *Science of the Total Environment*, 756, 143305. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143305>
- Nelms, S. E., Alfaro-shigueto, J., Arnould, J. P. Y., Avila, I. C., Bengtson Nash, S., Campbell, E., Carter, M. I. D., Collins, T., Currey, R. J. C., Domit, C., Franco-trecu, V., Fuentes, M. M. P. B., Gilman, E., Harcourt, R. G., Hines, E. M., Hoelzel, A. R., Hooker, S. K., Johnston, D. W., Kelkar, N., ... Godley, B. J. (2021)b. Marine mammal conservation: over the horizon. *Endangered Species Research*, 44, 291-325. <https://doi.org/10.3354/esr01115>
- Nisi, A.C., Welch, H., Brodie, S., Leiphardt, C., Rhodes, R., Hazen, E.L., Redfern, J.V., Branch, T.A., Barreto, A.S., Calambokidis, J. & Clavelle, T. (2024). Ship collision risk threatens whales across the world's oceans. *Science*, 386(6724), 870-875. <https://doi.org/10.1126/science.adp1950>
- NOAA. (2024). 2017–2025 North Atlantic Right Whale Unusual Mortality Event. NOAA Fisheries. <https://www.fisheries.noaa.gov/national/marine-life-distress/2017-2024-north-atlantic-right-whale-unusual-mortality-event>
- NOAA. (2024). 2016–2025 Humpback Whale Unusual Mortality Event Along the Atlantic Coast. NOAA Fisheries. <https://www.fisheries.noaa.gov/national/marine-life-distress/2016-2024-humpback-whale-unusual-mortality-event-along-atlantic-coast>
- NOAA. (2023). *Marine Mammal Stock Assessment Reports by Species/Stock: North Atlantic Right Whale (Eubalaena glacialis): Western Atlantic Stock*. NOAA Fisheries. <https://www.fisheries.noaa.gov/national/marine-mammal-protection/marine-mammal-stock-assessment-reports-species-stock#cetaceans---large-whales>
- Northridge, S.P. (1994). *World review of interactions between marine mammals and fisheries*. Fisheries Technical paper 251. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Notarbartolo di Sciara, G. & Tonay, A.M. (2021). *Conserving Whales, Dolphins and Porpoises in the Mediterranean Sea, Black Sea and adjacent areas: an ACCOBAMS status report*. ACCOBAMS, Monaco. <https://accobams.org/news-publications/conservation-status-reports/>
- Nuno, A., Fernandes, C., Guedes, M., Loloum, B., Matos, L., Nazaré, L. & Carvalho, I. (2023). Aquatic wild meat consumption of cetaceans in São Tomé and Príncipe (Gulf of Guinea). *Animal Biodiversity Conservation*, 46(1), 25-33. <http://dx.doi.org/10.32800/abc.2023.46.0025>
- Olson, P.A., Kinzey, D., Double, M.C., Matsuoka, K. & Findlay, K. (2024). Capture-recapture estimates of Antarctic blue whale abundance and population growth rate. *Marine Mammal Science*, e13215. <https://doi.org/10.1111/mms.13215>
- Pampoulie, C., Gíslason, D., Ólafsdóttir, G., Chosson, V., Halldórsson, S.D., Mariani, S., Elvarsson, B.P., Rasmussen, M.H., Iversen, M.R., Danielsdóttir, A.K. & Víkingsson, G.A. (2021). Evidence of unidirectional hybridization and second-generation adult

- hybrid between the two largest animals on Earth, the fin and blue whales. *Evolutionary Applications*, 14(2), 314-321. <https://doi.org/10.1111/eva.13091>
- Panigada, S., Gauffier, P. & Notarbartolo di Sciara, G. (2021). *Balaenoptera physalus* (Mediterranean subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T16208224A50387979. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-3.RLTS.T16208224A50387979.en>
- Parsons, E.C.M., Rose, N.A. (2022). The History of Cetacean Hunting and Changing Attitudes to Whales and Dolphins. In: Notarbartolo di Sciara, G., Würsig, B. (eds) *Marine Mammals: the Evolving Human Factor. Ethology and Behavioral Ecology of Marine Mammals*. Springer, Cham. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-98100-6\\_7](https://doi.org/10.1007/978-3-030-98100-6_7)
- Paudel, S. & Koprowski, J.L. (2020). Factors affecting the persistence of endangered Ganges River dolphins (*Platanista gangetica gangetica*). *Ecology and evolution*, 10(6), 3138-3148. <https://doi.org/10.1002/ece3.6102>
- Pettis, H.M., Pace, R.M. III & Hamilton, P.K. (2021). *North Atlantic right whale consortium 2020 annual report card*. North Atlantic Right Whale Consortium. <https://hdl.handle.net/1912/29594>
- Pike, D.G., Víkingsson, G.A., Gunnlaugsson, T. & Øien, N. (2009). A note on the distribution and abundance of blue whales (*Balaenoptera musculus*) in the Central and Northeast North Atlantic. *NAMMCO Scientific Publications*, 7, 19-29. <https://doi.org/10.7557/3.2703>
- Pirotta, E., Carpinelli, E., Frantzis, A., Gauffier, P., Lanfredi, C., Pace, D.S. & Rendell, L.E. (2021). *Physeter macrocephalus* (Mediterranean subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T16370739A50285671. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-3.RLTS.T16370739A50285671.en>
- Popov, D., Meshkova, G., Vishnyakova, K., Ivanchikova, J., Paiu, M., Timofte, C., Amaha Öztürk, A., Tonay, A.M., Dede, A., Panayotova, M. & Düzgüneş, E. (2023). Assessment of the bycatch level for the Black Sea harbour porpoise in the light of new data on population abundance. *Frontiers in Marine Science*, 10, 1119983. <https://doi.org/10.3389/fmars.2023.1119983>
- Porter, L. & Lai, H. (2017). Marine mammals in Asian societies; trends in consumption, bait, and traditional use. *Frontiers in Marine Science*, 4, 1-8. <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00047>
- Priyadarshana, T., Randage, S.M., Alling, A., Calderan, S., Gordon, J., Leaper, R. & Porter, L. (2016). Distribution patterns of blue whale (*Balaenoptera musculus*) and shipping off southern Sri Lanka. *Regional Studies in Marine Science*, 3(2), 181-188. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rsma.2015.08.002>
- Ramadhan, S. (2015). *Pengelolaan Sumberdaya Paus Sperma (Physeter Macrocephalus) Berbasis Traditional Ecological Knowledge (Tek) Di Lamalera, Nusa Tenggara Timur* [Unpublished thesis]. Institut Pertanian Bogor. <http://repository.ipb.ac.id/handle/123456789/80007>
- Reeves, R.R. (2022). Cetacean Conservation and Management Strategies. In: Notarbartolo di Sciara, G., Würsig, B. (eds) *Marine Mammals: the Evolving Human Factor. Ethology*

- and Behavioral Ecology of Marine Mammals. Springer, Cham.  
[https://doi.org/10.1007/978-3-030-98100-6\\_1](https://doi.org/10.1007/978-3-030-98100-6_1)
- Reeves, R.R., Ewins, P.J., Agbayani, S., Heide-Jørgensen, M.P.M., Kovacs, K.M., Lydersen, C., Suydam, R., Elliot, W., Polet, G., van Dijk, Y. & Blijlevel, R. (2014). Distribution of endemic cetaceans in relation to hydrocarbon development and commercial shipping in a warming Arctic. *Marine Policy*, 44, 375-389.  
<https://doi.org/10.1016/j.marpol.2013.10.005>
- Reeves, R., Rosa, C., George, J.C., Sheffield, G. & Moore, M. (2012). Implications of Arctic industrial growth and strategies to mitigate future vessel and fishing gear impacts on bowhead whales. *Marine Policy*, 36(2), 454-462.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2011.08.005>
- Rhymer, J.M. & Simberloff, D. (1996). Extinction by hybridization and introgression. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 7, 83-109.  
<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.27.1.83>
- Rockwood, R.C., Calambokidis, J. & Jahncke, J. (2017). High mortality of blue, humpback and fin whales from modeling of vessel collisions on the U.S. West Coast suggests population impacts and insufficient protection. *PLoS ONE*, 12(8), e0183052.  
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0183052>
- Romero, M.A., Coscarella, M.A., Adams, G.D., Pedraza, J.C., González, R.A. & Crespo, E.A. (2022). Historical reconstruction of the population dynamics of southern right whales in the southwestern Atlantic Ocean. *Scientific reports*, 12(1), 3324.  
<https://doi.org/10.1038/s41598-022-07370-6>
- Sahri, A., Putra, M.I., Mustika, P.L. & Murk, A.J. (2020). A treasure from the past: Former sperm whale distribution in Indonesian waters unveiled using distribution models and historical whaling data. *Journal of Biogeography*, 47(10), 2102-2116.  
<http://dx.doi.org/10.1111/jbi.13931>
- Sears, R. & Calambokidis, J. (2002). *Updated COSEWIC status report on the Blue Whale Balaenoptera musculus in Canada*. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa. <https://publications.gc.ca/site/eng/9.558444/publication.html>
- Sèbe, M., David, L., Dhermain, F., Gourguet, S., Madon, B., Ody, D., Panigada, S., Peltier, H. & Pendleton, L. (2023). Estimating the impact of ship strikes on the Mediterranean fin whale subpopulation. *Ocean & Coastal Management*, 237, 106485.  
<https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2023.106485>
- Secchi, E.R., Monteiro, D. & Claudino, R. (2022). Is the franciscana bycatch in gillnet fisheries sustainable? In P.C. Simões-Lopes & M.J. Cremer (Eds.), *The franciscana dolphin* (pp. 201-234). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-90974-7.00004-5>
- Secchi, E.R., Cremer, M.J., Danilewicz, D. & Lailson-Brito, J. (2021). A synthesis of the ecology, human-related threats and conservation perspectives for the endangered franciscana dolphin. *Frontiers in Marine Science*, 8, 617956.  
<https://doi.org/10.3389/fmars.2021.617956>
- Secchi, E.R. (2006). *Modelling the Population Dynamics and Viability Analysis of Franciscana (Pontoporia blainvillei) and Hector's Dolphins (Cephalorhynchus hectori)*

- under the Effects of Bycatch in Fisheries, Parameter Uncertainty and Stochasticity*. [Thesis]. University of Otago.
- Secchi, E.R. & Fletcher, D. (2004). *Modelling population growth and viability analysis for four franciscana stocks: effects of stock-specific differences in life traits, fishing bycatch, parameter uncertainty and stochasticity* (SC/56/SM20). International Whaling Commission, Scientific Committee.
- Segniagbeto, G.H., Ayissi, I., Bamy, I.L., Debrah, J., Djiba, A., Dossou-Bodjrenou, J., Ofori-Danson, P.K., Bilal, A.O., Sohoun, Z., Tchibozo, S. & Uwagbae, M. (2019). *On the utilisation of by-caught, hunted and stranded cetaceans in West Africa* (SC/May19/AWW/04). International Whaling Commission, Scientific Committee.
- Sinha, R. & Kannan, K. (2014). Ganges River Dolphin: An Overview of Biology, Ecology, and Conservation Status in India. *Ambio*, 43(8), 1029-1046.  
<https://doi.org/10.1007/s13280-014-0534-7>
- Smith, B.D., Phay, S., Eam, S. & Gulland, F. (2023). *Orcaella brevirostris* (Mekong River subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2023: e.T44555A50384319. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2023-1.RLTS.T44555A50384319.en>
- Smith, B.D. (2004). *Orcaella brevirostris* (Ayeyarwady River subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2004: e.T44556A10919593.  
<https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2004.RLTS.T44556A10919593.en>
- Smith, B.D. & Beasley, I. (2004a). *Orcaella brevirostris* (Malampaya Sound subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2004: e.T44187A10858619.  
<https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2004.RLTS.T44187A10858619.en>
- Smith, B.D. & Beasley, I. (2004b). *Orcaella brevirostris* (Songkhla Lake subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2004: e.T44557A10919695.  
<https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2004.RLTS.T44557A10919695.en>
- Stevick, P. T., Bouveret, L., Gandilhon, N., Rinaldi, C., Rinaldi, R., Broms, F., Carlson, C., Kennedy, A., Ward, N., Wenzel, F. (2018). Migratory destinations and timing of humpback whales in the southeastern Caribbean differ from those off the Dominican Republic. *Journal of Cetacean Research and Management*, 18, 127-133.  
<https://doi.org/10.47536/jcrm.v18i1.442>
- Stewart, J.D., Durban, J.W., Knowlton, A.R., Lynn, M.S., Fearnbach, H., Barbaro, J., Perryman, W.L., Miller, C.A. & Moore, M.J. (2021). Decreasing body lengths in North Atlantic right whales. *Current Biology*, 31(14), 3174-3179.  
<https://doi.org/10.1016/j.cub.2021.04.067>
- Taylor, B.L., Baird, R., Barlow, J., Dawson, S.M., Ford, J., Mead, J.G., Notarbartolo di Sciara, G., Wade, P. & Pitman, R.L. (2019). *Physeter macrocephalus* (amended version of 2008 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2019: e.T41755A160983555. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T41755A160983555.en>
- Taylor, S. & Walker, T. R. (2017). North Atlantic right whales in danger. *Science*, 358 (6364), 730-731. <http://dx.doi.org/10.1126/science.aar2402>

- Thomas, P.O., Reeves, R.R. & Brownell Jr., R.L. (2016). Status of the world's baleen whales. *Marine Mammal Science*, 32(2), 682-734. <https://doi.org/10.1111/mms.12281>
- Vachon, F., Hersh, T.A., Rendell, L., Gero, S. & Whitehead, H. (2022). Ocean nomads or island specialists? Culturally driven habitat partitioning contrasts in scale between geographically isolated sperm whale populations. *Royal Society Open Science*, 9(5), 211737. <https://doi.org/10.1098/rsos.211737>
- Van Waerebeek, K., Uwagbae, M., Segniagbeto, G., Bamy, I. L. & Ayissi, I. (2017). New records of Atlantic humpback dolphin (*Sousa teuszii*) in Guinea, Nigeria, Cameroon and Togo underscore fisheries pressure and generalized marine bushmeat demand. *Revue d'Ecologie*, 72(2), 192–205. <http://dx.doi.org/10.1101/035337>
- Van Waerebeek, K., Ofori-Danson, P.K. & Debrah, J. (2009). The cetaceans of Ghana, a validated faunal checklist. *West African Journal of Applied Ecology*, 15, 61-90. <http://dx.doi.org/10.4314/wajae.v15i1.49428>
- Vella, A., Murphy, S., Giménez, J., de Stephanis, R., Mussi, B., Vella, J.G., Larbi Doukara, K. & Pace, D.S. (2021). The conservation of the endangered Mediterranean common dolphin (*Delphinus delphis*): Current knowledge and research priorities. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 31(S1), 110-136. <https://doi.org/10.1002/aqc.3538>
- Vermeulen, E., Fruet, P., Costa, A., Coscarella, M. & Laporta, P. (2019). *Tursiops truncatus* ssp. *gephyreus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2019: e.T134822416A135190824. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-3.RLTS.T134822416A135190824.en>
- Waring, G.T. (2010). North Atlantic Right Whale (*Eubalaena glacialis*): Western Atlantic Stock. In E. Josephson, K. Maze-Foley & P.E. Rosel (Eds.), *U.S. Atlantic and Gulf of Mexico Marine Mammal Stock Assessments* (pp. 8-18). <http://dx.doi.org/10.7289/V5TQ5ZH0>
- Wegrzyn, E., Rusev, I., Tańska, N., Miedwiedieva, I., Kagalo, A.A. & Leniowski, K. (2023). The use of social media in assessing the impact of war on cetaceans. *Biology Letters*, 19(4), 20220562. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2022.0562>
- Weir, C.R., Minton, G. & Collins, T.J.Q. (2021). Conservation of Africa's Most Imperiled Cetacean, the Atlantic Humpback Dolphin (*Sousa teuszii*). In D.A. DellaSala, M.I. Goldstein (Eds.), *Imperiled: The Encyclopedia of Conservation* (pp. 847-858). Elsevier: Amsterdam, The Netherlands. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-821139-7.00128-8>
- Whitehead, H. & Shin, M. (2022). Current global population size, post-whaling trend and historical trajectory of sperm whales. *Scientific reports*, 12(1), 19468. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-24107-7>
- Wolf, M., De Jong, M., Halldórsson, S.D., Árnason, Ú. & Janke, A. (2022). Genomic impact of whaling in North Atlantic fin whales. *Molecular biology and evolution*, 39(5), msac094. <https://doi.org/10.1093/molbev/msac094>
- Zerbini, A.N., Secchi, E., Crespo, E., Danilewicz, D. & Reeves, R. (2017). *Pontoporia blainvillei* (errata version published in 2018). The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T17978A123792204. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T17978A50371075.en>

Annexe

**Tableau A. Chiffres de captures pour les cétacés inscrits à l'annexe I de la CMS pour 2014-2024.**

Les chiffres de captures pour les petits cétacés (dauphin à bosse de l'Atlantique, dauphin à gros nez de la mer Noire et dauphin du Gange) ne sont **pas des données de la CBI**, mais une quantification estimée basée sur des études, des enquêtes et des articles de presse.

*Une note sur les données de capture de la CBI*

Les chiffres de la prise de la CBI incluent les baleines perdues (c'est-à-dire les baleines tuées mais pas débarquées), mais n'incluent pas les prises accessoires. La CBI classe les prises comme étant chassées à la baleine sous objection, chasse à la baleine sous réserve, chasse à la baleine sous permis spécial, chasse à la baleine de subsistance autochtone (ASM), prises illégales par les États membres de la CBI, chasse commerciale par les États non membres, prises non commerciales par les États non membres, et rapports non confirmés de prises par des États non membres. Toutes les données de capture de la CBI sont basées sur les chiffres déclarés à la CBI par les États membres et non membres.

Nom commun	Nom de l'espèce	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	Total 2014-2024
Baleine boréale	<i>Balaena mysticetus</i>	55	52	63	59	71	41	70	72	72	56	68	679
Baleine franche de l'Atlantique Nord	<i>Eubalaena glacialis</i> (Atlantique Nord)	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Baleine franche du Pacifique Nord	<i>Eubalaena japonica</i> (Pacifique Nord)	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Baleine franche du	<i>Eubalaena australis</i>	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A

Nom commun	Nom de l'espèce	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	Total 2014-2024
Pacifique Sud													
Baleine Sei	<i>Balaenoptera borealis</i>	90	90	90	134	135	25	25	25	25	24	26	689
Rorkalot commun	<i>Balaenoptera physalus</i>	149	168	9	8	153 <sup>4</sup>	8	3	2	152	26	32	710
Baleine bleue <sup>5</sup>	<i>Balaenoptera musculus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baleine à bosse	<i>Megaptera novaeangliae</i>	9	7	6	3	6	7	4	6	2	4	2	56
Dauphin commun *	<i>Delphinus delphis</i> (médicament uniquement)	Aucune prise signalée n'a été trouvée	Aucune prise signalée n'a été trouvée	Aucune prise signalée n'a été trouvée	Aucune prise signalée n'a été trouvée	Aucune prise signalée n'a été trouvée	Aucune prise signalée n'a été trouvée	Aucune prise signalée n'a été trouvée	Aucune prise signalée n'a été trouvée	Aucune prise signalée n'a été trouvée	Aucune prise signalée n'a été trouvée	Aucune prise signalée n'a été trouvée	Aucune prise signalée n'a été trouvée
Dauphin à gros nez de Lahille	<i>Tursiops truncatus gephyreus</i>	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A

<sup>4</sup> Comprend deux prises listées comme baleineaux qui étaient des hybrides bleu/nageoire.

<sup>5</sup> Bien que la CBI rapporte qu'aucune baleine bleue n'a été capturée depuis l'entrée en vigueur du moratoire sur la chasse à la baleine en 1986, deux captures de rorkalot anèt signalées en 2018 étaient des hybrides bleu/nageoire.

Nom commun	Nom de l'espèce	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	Total 2014-2024
Dauphin à gros nez de la mer Noire	<i>Tursiops truncatus ponticus</i>	Aucune prise signalée et n'a été trouvée	Aucune prise signalée et n'a été trouvée	Aucune prise signalée et n'a été trouvée	3 <sup>6</sup>	Aucune prise signalée et n'a été trouvée	Aucune prise signalée et n'a été trouvée	Aucune prise signalée et n'a été trouvée	Aucune prise signalée et n'a été trouvée	Aucune prise signalée et n'a été trouvée	Aucune prise signalée et n'a été trouvée	Aucune prise signalée et n'a été trouvée	3
Dauphin de l'Irrawaddy	<i>Orcaella brevirostris</i>	Aucune prise signalée et n'a été trouvée	Aucune prise signalée et n'a été trouvée	Aucune prise signalée et n'a été trouvée	Aucune prise signalée et n'a été trouvée	Aucune prise signalée et n'a été trouvée	Aucune prise signalée et n'a été trouvée	Aucune prise signalée et n'a été trouvée	Aucune prise signalée et n'a été trouvée	Aucune prise signalée et n'a été trouvée	Aucune prise signalée et n'a été trouvée	Aucune prise signalée et n'a été trouvée	Aucune prise signalée et n'a été trouvée
Dauphin à bosse de l'Atlantique	<i>Sousateuszii</i>	J'estime au moins 2 à 3 par an en moyenne, probablement beaucoup plus	J'estime au moins 2 à 3 par an en moyenne, probablement beaucoup plus	J'estime au moins 2 à 3 par an en moyenne, probablement beaucoup plus	J'estime au moins 2 à 3 par an en moyenne, probablement beaucoup plus	J'estime au moins 2 à 3 par an en moyenne, probablement beaucoup plus	J'estime au moins 2 à 3 par an en moyenne, probablement beaucoup plus	J'estime au moins 2 à 3 par an en moyenne, probablement beaucoup plus	J'estime au moins 2 à 3 par an en moyenne, probablement beaucoup plus	J'estime au moins 2 à 3 par an en moyenne, probablement beaucoup plus	J'estime au moins 2 à 3 par an en moyenne, probablement beaucoup plus	J'estime au moins 2 à 3 par an en moyenne, probablement beaucoup plus	18 confirmés sur la période 2009-2016. Au moins 20-30 estimés, probablement bien plus
Marsouin	<i>Phocoena</i>	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A

<sup>6</sup> Trois dauphins à gros nez vivants capturés illégalement ont été découverts en Russie en 2017.

Nom commun	Nom de l'espèce	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	Total 2014-2024
proprement dit de la Baltique*	<i>phocoena (pop baltique proprement dit)</i>												
Cachalot <sup>7</sup>	<i>Physeter macrocephalus</i>	31	7	12	27	15	18	18	18	0	0	0	146
Dauphin du Gange <sup>8</sup>	<i>Platanista gangetica</i>	Estimation de 35-50	Estimation de 35-50	Estimation de 35-50	Estimation de 35-50	Estimation de 35-50	Estimation de 35-50 25 carcasses meurtries ont été retrouvées entre septembre 2019 et août 2020	6 confirmés Estimation de 35-50	1 confirmé 4 suspect Estimation de 35-50	Estimation de 35-50	1 confirmé Estimation de 35-50	1 confirmé Estimation de 35-50	33 confirmés Estimé entre 350 et 500
Dauphin de Fransisc	<i>Pontoporia blainvillei</i>	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A

<sup>7</sup> Selon la CBI, pour les années 2019-2024, il n'existe pas de chiffres officiels sur les prises, donc les chiffres sont basés sur la moyenne des prises de 2016-2018.

<sup>8</sup> Pour de nombreux cas de mortalité signalés, la cause du décès ne peut être déterminée, donc le nombre de prises est probablement supérieur à celui rapporté.

Nom commun	Nom de l'espèce	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	Total 2014-2024
ana/La Plata													
La baleine à bec de Cuvier*	<i>Ziphius cavirostris</i> (sous-population méditerranéenne uniquement)	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A

\*Sous-population spécifique.

**Tableau B. Limites de capture IWC pour les cétacés inscrits à l'annexe CMS pour 2014-2024.**

Nom commun	Nom de l'espèce	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	
Baleine boréale	<i>Balaena mysticetus</i>	Mers de Béring - Tchouktche-Beaufort : 67 <sup>9</sup>	Mers de Béring-Tchouktche-Beaufort : 67	Mers de Béring-Tchouktche-Beaufort : 67	Mers de Béring-Tchouktche-Beaufort : 67	Mers de Béring-Tchouktche-Beaufort : 67	Mers de Béring-Tchouktche-Beaufort : 67 <sup>10</sup>	Mers de Béring - Tchouktche-Beaufort : 67	Mers de Béring - Tchouktche-Beaufort : 67	Mers de Béring - Tchouktche-Beaufort : 67	Mers de Béring - Tchouktche-Beaufort : 67	Mers de Béring - Tchouktche-Beaufort : 67	
		Ouest du Groenland : 2	Ouest du Groenland : 2 <sup>11</sup>	Ouest du Groenland : 2	Ouest du Groenland : 2	Ouest du Groenland : 2	Ouest du Groenland : 2	Ouest du Groenland : 2	Ouest du Groenland : 2	Ouest du Groenland : 2	Ouest du Groenland : 2	Ouest du Groenland : 2	Ouest du Groenland : 2
		Tous les autres domaines : 0	Tous les autres domaines : 0	Tous les autres domaines : 0	Tous les autres domaines : 0	Tous les autres domaines : 0	Tous les autres domaines : 0	Tous les autres domaines : 0	Tous les autres domaines : 0	Tous les autres domaines : 0	Tous les autres domaines : 0	Tous les autres domaines : 0	Tous les autres domaines : 0
Baleine franche de l'Atlantique Nord	<i>Eubalaena glacialis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

<sup>9</sup> Pour les années 2013-2018, la capture totale ne peut pas dépasser 336. Toute portion non utilisée d'un quota de grève d'une année donnée (y compris 15 grèves non utilisées du quota 2008-2012) sera reportée et ajoutée aux quotas de grève des années suivantes, à condition qu'aucun total de 15 grèves ne soit ajouté au quota de grève pour une année donnée.

<sup>10</sup> Pour les années 2019-2025, la prise totale ne peut pas dépasser 392. Toute portion non utilisée d'un quota de grève provenant des trois blocs de quotas précédents sera reportée et ajoutée aux quotas de grève des années suivantes, à condition qu'au maximum 50 % du plafond annuel de grève ne soit ajouté au quota de grève pour une année donnée.

<sup>11</sup> Pour 2015-2018, toute portion non utilisée du quota pour chaque année sera reportée de cette année et ajoutée au quota des années suivantes, à condition qu'aucun plus de 2 quotas ne soit ajouté au quota pour une même année.

Nom commun	Nom de l'espèce	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024
	(Atlantique Nord)											
Baleine franche du Pacifique Nord	<i>Eubalaena japonica</i> (Pacifique Nord)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baleine franche du Pacifique Sud	<i>Eubalaena australis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baleine Sei	<i>Balaenoptera borealis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rorkalot commun	<i>Balaenoptera physalus</i>	Ouest du Groenland : 19	Ouest du Groenland : 19	Ouest du Groenland : 19	Ouest du Groenland : 19	Ouest du Groenland : 19	Ouest du Groenland : 19 <sup>12</sup>	Ouest du Groenland : 19	Ouest du Groenland : 19	Ouest du Groenland : 19	Ouest du Groenland : 19	Ouest du Groenland : 19
		Tous les autres domaines : 0	Tous les autres domaines : 0	Tous les autres domaines : 0	Tous les autres domaines : 0	Tous les autres domaines : 0	Tous les autres domaines : 0	Tous les autres domaines : 0	Tous les autres domaines : 0	Tous les autres domaines : 0	Tous les autres domaines : 0	Tous les autres domaines : 0
Baleine bleue	<i>Balaenoptera musculus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baleine à bosse	<i>Megaptera novaeangliae</i>	Ouest du Groen	Ouest du Groenl	Ouest du Groenl	Ouest du Groenl	Ouest du Groenl	Ouest du Groenl	Ouest du Groenl	Ouest du Groenl	Ouest du Groenl	Ouest du Groenl	Ouest du Groenl

<sup>12</sup> Pour 2019-2025, toute portion inutilisée d'un quota de grève provenant du bloc de quotas précédent selon un avis de gestion de l'algorithme de limite de grève sera reportée et ajoutée aux quotas de grève des années suivantes, à condition qu'au maximum 50 % de la limite annuelle de grève ne soit ajoutée au quota de grève pour une année donnée.

Nom commun	Nom de l'espèce	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	
		land : 10	and : 10 <sup>13</sup>	and : 10	and : 10	and : 10	and : 10	and : 10	and : 10	and : 10	and : 10	and : 10	
		Saint-Vincent-et-les-Grenadines : 24 au total 2013-2018					Saint-Vincent-et-les-Grenadines : 28 au total 2019-2025						
		Tous les autres domaines : 0	Tous les autres domaines : 0	Tous les autres domaines : 0	Tous les autres domaines : 0	Tous les autres domaines : 0	Tous les autres domaines : 0	Tous les autres domaines : 0	Tous les autres domaines : 0	Tous les autres domaines : 0	Tous les autres domaines : 0	Tous les autres domaines : 0	
Dauphin commun	<i>Delphinus delphis</i> (médicament uniquement)	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	
Dauphin à gros nez de Lahille	<i>Tursiops truncatus gephyreus</i>	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	
Dauphin à gros nez de la mer Noire	<i>Tursiops truncatus ponticus</i>	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	
Dauphin de l'Irrawaddy	<i>Orcaella brevirostris</i>	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	
Dauphin à bosse de l'Atlantique	<i>Sousa teuszii</i>	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	
Marsouin baltique proprement dit	<i>Phocoena phocoena</i> (pop)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

<sup>13</sup> Pour 2015-2018, toute portion non utilisée du quota pour chaque année sera reportée de cette année et ajoutée au quota de grève des années suivantes, à condition qu'aucun plus de 2 grèves ne soit ajouté au quota de grève pour une année donnée.

Nom commun	Nom de l'espèce	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024
	<i>baltique proprement dit)</i>											
Cachalot	<i>Physeter macrocephalus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dauphin de rivière asiatique	<i>Platanista gangetica</i>	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Dauphin de Fransiscana/La Plata	<i>Pontoporia blainvillei</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
La baleine à bec de Cuvier	<i>Ziphius cavirostris</i> (sous-pop méditerranéenne uniquement)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

**Tableau C. CITES rapporté le commerce de viande ou d'huile provenant des cétacés inscrits à l'annexe I de la CMS**

*Une note sur les données commerciales CITES*

Pour compléter les données collectées sur les chiffres de captures des cétacés inscrits à l'annexe I du CMS, la base de données commerciale CITES a été consultée. Cette base de données comprend les données rapportées à partir des rapports nationaux des Parties à la CITES. Il est important de noter que ni le commerce intérieur ni le commerce illégal ne sont inclus, et que les données peuvent ne pas toujours être entièrement exactes. De plus, les données pour 2022-2024 peuvent ne pas être entièrement complètes, car la compilation et la publication des données rapportées prennent généralement deux ans. Pour ce rapport, pour chaque cétacé inscrit à l'annexe I du CMS, la base de données correspondante a été téléchargée au format de tabulation comparative pour les années 2014-2024. Le commerce était évalué selon le guide CITES ; P = usage personnel, Q = cirque ou exposition itinérante, E = éducation. Seules les transactions de viande, d'huile et de parties du corps ont été incluses dans ce rapport.

La base de données CITES ne contient aucune donnée commerciale sur des sous-espèces ou populations spécifiques. Ainsi, bien qu'il existe des cas de viande échangée pour certains cétacés dont les sous-espèces et populations figurent dans l'annexe CMS I-I (dauphin à gros nez de la mer Noire, marsouin commun de la Baltique, dauphin du Gange, dauphin commun, baleine à bec de Cuvier), ces données n'ont pas été incluses dans ce tableau ni dans le rapport.

Année	App.	Taxon	Importateur	Exportateur	Origine	Quantité déclarée par l'importateur	Quantité déclarée par l'exportateur	Mandat	Unité	Objectif	Source
2014	I	Balaena mysticetus	CA	États-Unis		27		Viande	kg	P	W
2014	I	Balaena mysticetus	CA	États-Unis			27	Viande	kg	Q	W
2021	I	Balaena mysticetus	États-Unis	CA		1		Pétrole	Nombre de spécimens	P	I
2023	I	Balaena mysticetus	DK	GL		2000		Viande	g	P	W
2023	I	Balaena mysticetus	DK	GL			1	Viande	kg	S	W

2020	I	Eubalaena glacialis	CN	GB	XX	1		Viande	Nombre de spécimens	Q	O
2021	I	Eubalaena glacialis	GB	CN	XX		1	Viande	Nombre de spécimens	Q	O
2014	I	Balaenoptera borealis	JP	HS		90		Carrosseries		S	X
2015	I	Balaenoptera borealis	JP	HS		90		Carrosseries		S	X
2016	I	Balaenoptera borealis	JP	HS		90		Carrosseries		S	X
2017	I	Balaenoptera borealis	JP	HS		1119662.84	Viande	kg		S	X
2018	I	Balaenoptera borealis	JP	HS		990201.52	Viande	kg		S	X
2014	I	Balaenoptera physalus	JP	IS		1624313.04	2546000	Viande	kg	T	W
2015	I	Balaenoptera physalus	JP	IS			2012000	Viande	kg	T	W
2017	I	Balaenoptera physalus	JP	IS			1556000	Viande	kg	T	W
2017	I	Balaenoptera physalus	États-Unis	JP	IS	100		Viande	g	P	I
2018	I	Balaenoptera physalus	JP	IS			1977500	Viande	kg	T	W
2019	I	Balaenoptera physalus	JP	IS		1.961.185	1690000	Viande	kg	T	W

2020	I	Balaenoptera physalus	JP	IS			1235000	Viande	kg	T	W
2020	I	Balaenoptera physalus	NL	IS			3.5	Viande	kg	S	W
2021	I	Balaenoptera physalus	NON	IS			2800	Viande	g	S	W
2023	I	Balaenoptera physalus	ES	IS		550		Viande	Nombre de spécimens	S	W
2016	I	Balaenoptera musculus	États-Unis	JP		850		Viande	g	P	I
2021	I	Megaptera novaeangliae	AU	CO			22	Pétrole		S	W
2016	I	Physeter macrocephalus	SN	États-Unis	XX	2		Cosmétiques		L	I
2016	I	Physeter macrocephalus	SN	États-Unis	XX		1	extrait		L	I
2019	I	Physeter macrocephalus	États-Unis	MX	XX	1		non précisé	Nombre de spécimens	P	I
2019	I	Physeter macrocephalus	États-Unis	MX	XX	1		non précisé	Nombre de spécimens	T	I
2022	I	Physeter macrocephalus	États-Unis	MON	XX	15		cire	ml	P	O

2015	II	Pontoporia blainvillei	États-Unis	UY		1		squelettes		T	I