



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS)

Document de recherche 2025/077

Région des Maritimes

Évaluation des menaces pour la baleine noire de l'Atlantique Nord (*Eubalaena glacialis*), une espèce en danger critique d'extinction

Angelia S.M. Vanderlaan¹, Shelley L.C. Lang², Milagros Sanchez¹, Megan J. Murphy¹, Olivia M. Pisano³ et Kate Christie¹

¹ Pêches et Océans Canada
Institut océanographique de Bedford
1, promenade Challenger
Dartmouth (Nouvelle-Écosse) B2Y 4A2

² Pêches et Océans Canada
Centre des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest
80, chemin East White Hills
St. John's (Terre-Neuve-et-Labrador) A1C 5X1

³ Pêches et Océans Canada
Administration centrale nationale
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

Avant-propos

La présente série documente les fondements scientifiques des évaluations des ressources et des écosystèmes aquatiques du Canada. Elle traite des problèmes courants selon les échéanciers dictés. Les documents qu'elle contient ne doivent pas être considérés comme des énoncés définitifs sur les sujets traités, mais plutôt comme des rapports d'étape sur les études en cours.

Publié par :

Pêches et Océans Canada
Secrétariat canadien des avis scientifiques
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

<http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/>
DFO.CSAS-SCAS.MPO@dfo-mpo.gc.ca



© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du ministère des Pêches et des Océans, 2025

Ce rapport est publié sous la [Licence du gouvernement ouvert – Canada](#)

ISSN 2292-4272
ISBN 978-0-660-79624-6 N° cat. Fs70-5/2025-077F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Vanderlaan, A.S.M., Lang, S.L.C., Sanchez, M., Murphy, M.J., Pisano, O.M. et Christie, K. 2025. Évaluation des menaces pour la baleine noire de l'Atlantique Nord (*Eubalaena glacialis*), une espèce en danger critique d'extinction. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2025/077. v + 89 p.

Also available in English :

Vanderlaan, A.S.M., Lang, S.L.C., Sanchez, M., Murphy, M.J., Pisano, O.M., and Christie, K. 2025. *Threat Assessment for the Critically Endangered North Atlantic Right Whale (Eubalaena glacialis)*. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2025/077. v + 80 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	v
INTRODUCTION	1
MÉTHODOLOGIE D'ÉVALUATION DES MENACES	4
DEFINITION D'UNE MENACE.....	4
DUREE D'UNE GENERATION	5
APERÇU GENERAL : NIVEAUX D'EVALUATION	5
Niveau des répercussions.....	7
Niveau des répercussions pour la population	8
Niveau des répercussions pour l'individu.....	9
Probabilité de réalisation.....	10
Moment de la réalisation	11
Fréquence de la menace	12
Étendue géographique de la menace	12
Certitude causale	13
Risque de la menace	14
RÉSULTATS.....	14
CATEGORIE DE MENACE 1 : PRISES ACCESSOIRES ET INTERACTIONS AVEC DES ENGINS DE PECHE	21
Menace 1.1.1 : Empêtrement dans des engins de pêche (engins fixes)	21
Menace 1.1.2 : Empêtrement dans des engins de pêche (casiers).....	26
Menace 1.1.3 : Empêtrement dans des engins de pêche (filets maillants).....	26
Menace 1.1.4 : Empêtrement dans des engins de pêche (palangres ou lignes et hameçons)	26
Menace 1.1.5 : Piégeage dans des fascines	27
Menace 1.1.6 : Empêtrement dans des engins de pêche (aquaculture).....	27
Menace 1.1.7 : Engins de pêche abandonnés, perdus ou rejetés	27
CATEGORIE DE MENACE 2 : TRAFIC MARITIME	28
Menace 2.1.1 : Collisions avec des navires	28
Menace 2.1.2 : Perturbations attribuables à la présence de navires et pollution sonore causée par les navires	33
CATEGORIE DE MENACE 3 : POLLUTION	34
Sous-catégorie 3.1 : Pollution sonore	34
Menace 3.1.1 : Levés sismiques (canons à air).....	35
Menace 3.1.2 : Utilisation de technologies acoustiques actives	37
Menace 3.1.3 : Utilisation de sonars militaires actifs dans la gamme de fréquences moyennes.....	38
Sous-catégorie 3.2 : Contaminants chimiques.....	40
Menace 3.2.1 : Pollution par des polluants organiques persistants	40
Menace 3.2.2 : Pollution par les plastiques et les débris marins	41

Menace 3.2.3 : Déversements de pétrole ou d'hydrocarbures	42
Menace 3.2.4 : Pollution par des métaux lourds	44
Sous-catégorie 3.3 : Développement et production énergétiques	45
Menace 3.3.1 : Développement en eaux côtières et extracôtières	45
Menace 3.3.2 : Opérations de forage	46
Menace 3.3.3 : Production d'énergie éolienne	47
CATEGORIE DE MENACE 4 : ALTERATION DES CARACTERISTIQUES PHYSIQUES DES OCEANS.....	50
Menace 4.1.1 : Changements climatiques	50
CATEGORIE DE MENACE 5 : ACTIVITES SCIENTIFIQUES.....	51
Menace 5.1.1 : Activités scientifiques	51
CATEGORIE DE MENACE 6 : PECHE DIRECTE.....	54
Menace 6.1.1 : Chasse ou pêche à la baleine	54
CATEGORIE DE MENACE 7 : ÉPUISEMENT DES RESSOURCES.....	56
Menace 7.1.1 : Réduction des sources de nourriture en raison de la pêche dirigée	56
DISCUSSION.....	58
RESULTATS DE L'EVALUATION DES MENACES	58
EFFETS CUMULATIFS.....	59
LIGNES DIRECTRICES SUR L'EVALUATION DES MENACES	60
AUTRES FACTEURS A PRENDRE EN CONSIDERATION	61
CONCLUSIONS.....	61
REMERCIEMENTS	61
RÉFÉRENCES CITÉES	61

RÉSUMÉ

La baleine noire de l'Atlantique Nord (*Eubalaena glacialis*) est une espèce en danger critique d'extinction dont la population compte moins de 400 individus. Entre 2010 et 2020, la population a connu un déclin estimé à 126 individus. Ce déclin a été exacerbé par de faibles taux de reproduction, une santé déclinante et des taux élevés de blessures sublétale d'origine anthropique. La baleine noire de l'Atlantique Nord fait face à une pléthore de menaces; la présente évaluation a permis d'évaluer certaines des menaces passées, actuelles et prévues non seulement dans les eaux canadiennes, mais aussi dans l'ensemble des zones d'habitat principales de l'espèce. Les menaces évaluées étaient l'empêtrement dans des engins de pêche, les collisions avec des navires, les perturbations causées par la présence de navires et diverses sources de pollution sonore — notamment le trafic maritime, les levés sismiques et l'utilisation de technologies acoustiques actives et de sonars militaires actifs dans la gamme de fréquences moyennes — et d'autres menaces, telles que la pollution par les polluants organiques persistants, les plastiques et les débris marins, les déversements d'hydrocarbures, le développement en eaux côtières et extracôtières, les opérations de forage, la production d'énergie éolienne, les changements climatiques, les activités scientifiques, la chasse à la baleine et la réduction des sources de nourriture attribuable à la pêche ciblant les proies de l'espèce. La probabilité de réalisation a été évaluée comme étant connue (probabilité supérieure à 90 % que la menace se concrétise au cours des 100 prochaines années) pour toutes les menaces prévues, sauf deux (chasse à la baleine et réduction des sources de nourriture attribuable à la pêche ciblant les proies). En raison de l'incertitude entourant l'estimation du niveau des répercussions pour la population, la majorité des menaces présentaient un risque de la menace (produit de la probabilité de réalisation et du niveau des répercussions pour la population) évalué comme étant inconnu, mais il ne faut pas présumer que ces menaces n'ont pas de répercussions à l'échelle de la population. Le niveau des répercussions pour la population des empêtrements dans des engins de pêche a été évalué comme étant extrême, tandis que celui pour les collisions avec des navires, les déversements d'hydrocarbures et les changements climatiques a été évalué comme étant élevé. Afin de fournir des renseignements supplémentaires sur les répercussions de ces menaces, en particulier pour une espèce dont le prélèvement biologique potentiel est inférieur à un, le niveau des répercussions à l'échelle individuelle a également été défini et évalué. Le niveau des répercussions à l'échelle individuelle repose sur des données concernant non seulement les mortalités, mais aussi les effets sublétiaux (notamment les blessures, les perturbations, les effets sur la reproduction et le stress accru), et il fournit des renseignements supplémentaires sur le risque de la menace. Bon nombre des menaces se recoupent, mais les effets cumulatifs de ces menaces n'ont pas été évalués. Il est essentiel pour la survie et le rétablissement de la baleine noire de l'Atlantique Nord de ne pas se concentrer uniquement sur les mortalités et les répercussions au niveau de la population. L'étude des répercussions sur la santé et les taux de reproduction à l'échelle individuelle fournira d'autres renseignements qui pourront éclairer les initiatives de conservation visant à réduire les menaces pesant sur la survie et le rétablissement de l'espèce.

INTRODUCTION

La baleine noire de l'Atlantique Nord (*Eubalaena glacialis*; Rosenbaum *et al.* 2000) figure sur la liste des espèces en danger critique d'extinction de l'Union internationale pour la conservation de la nature (IUCN; Cooke 2020), et elle est désignée comme espèce en voie de disparition en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* au Canada et de l'*Endangered Species Act* aux États-Unis. Elle est considérée comme l'une des espèces de grandes baleines les plus en péril (Caswell *et al.* 1999, Kraus *et al.* 2005). La baleine noire de l'Atlantique Nord a déjà fait l'objet d'une chasse commerciale intense (Aguilar 1986) et, bien qu'elle soit protégée à l'échelle internationale depuis 1935 (IWC 2001), la taille maximale estimée de la population n'a été que de 482 individus en 2010 (Pace *et al.* 2017). Entre 2010 et 2020, la population a diminué à 356 individus (Pace *et al.* 2017, Pettis et Hamilton 2024). Reed et ses collaborateurs (2022) ont estimé qu'il n'y avait que 72 femelles reproductrices vivantes au début de 2018, et l'abondance de la population en 2023 a été estimée à 372 individus (intervalle de crédibilité : de 360 à 383 individus, Linden 2024).

Le déclin de la population est exacerbé par les faibles taux de reproduction de l'espèce. Les femelles nées à partir de 2000 sont deux fois moins susceptibles d'être actives sur le plan reproductif que les femelles nées avant 2000 (Reed *et al.* 2022). Entre 1992 et 2016, le nombre modélisé de baleineaux a augmenté à un taux d'environ 2 % par année (Corkeron *et al.* 2018). À titre de comparaison, les populations de baleines noires australes (*Eubalaena australis*) de l'Afrique du Sud, du sud-ouest de l'Australie et de l'est de l'Amérique du Sud, qui ont des relations phylogénétiques, morphologiques, démographiques et écologiques étroites avec la baleine noire de l'Atlantique Nord (Harcourt *et al.* 2019), ont affiché des taux de croissance supérieurs se chiffrant à environ 5,3 %, 6,6 % et 7,2 % par année, respectivement (Corkeron *et al.* 2018). Il y a également une variabilité interannuelle considérable dans les intervalles de mise bas de la baleine noire de l'Atlantique Nord. Entre 1980 et 1998, l'intervalle de mise bas le plus court observé était de 3 ans, avec une plage de 3 à 5,8 ans (Knowlton *et al.* 1994, Kraus *et al.* 2001). En revanche, pour la période de 2009 à 2021, l'intervalle de mise bas a varié entre 3,3 et 10,2 ans (Pettis *et al.* 2022); l'intervalle maximal de mise bas a donc presque doublé en environ 20 ans. Sur les 260 femelles sexuellement matures recensées entre 1980 et 2021, 49 dont l'âge variait entre 10 et 34 ans (lorsqu'il était connu) n'avaient jamais été observées avec un baleineau (Bishop *et al.* 2022).

Les mortalités d'origine anthropique sont un facteur important du déclin de la population de l'espèce depuis 2010. En 2017, un épisode de mortalité inhabituel a été déclaré après que des mortalités accrues aient été observées au Canada et aux États-Unis (Daoust *et al.* 2018, Bourque *et al.* 2020, NOAA 2025). Cet épisode était toujours en cours à la fin de 2024. De 2017 à 2024, il y a eu 41 mortalités observées et 39 cas de blessures graves où la mortalité subséquente était fort probable (NOAA 2025). De plus, il y a eu 71 cas de morbidité où il y avait des maladies ou des blessures sublétale. Les causes préliminaires de 82 % de ces cas ont été attribuées à des interactions avec l'humain; en effet, 99 empêtements et 25 collisions avec des navires ont été recensés (NOAA 2025). Bien que les mortalités et les blessures graves signalées indiquent une tendance préoccupante, il est estimé que le nombre réel de mortalités est supérieur au nombre déclaré d'après les carcasses observées. Pace et ses collaborateurs (2021) ont estimé que seulement 36 % des mortalités de baleines noires de l'Atlantique Nord étaient observées, la majorité des mortalités étant cryptiques.

Les méthodes d'évaluation visuelle de la santé élaborées pour l'espèce reposent sur l'utilisation de techniques non invasives en vue d'étudier la santé d'individus, d'examiner le rétablissement à la suite d'une blessure et de trouver des associations entre la santé, la reproduction et les répercussions d'origine anthropique (Pettis *et al.* 2004, Rolland *et al.* 2016). La modélisation de

la santé individuelle des baleines noires de l'Atlantique Nord (Schick *et al.* 2013, 2016, Rolland *et al.* 2016) a démontré un déclin de la santé des individus de la population au cours des 30 dernières années, la plus grande variabilité de la santé se produisant chez les femelles reproductrices (Rolland *et al.* 2016, Schick *et al.* 2016). Pour la majorité des stades vitaux, l'état corporel des baleines noires de l'Atlantique Nord est généralement inférieur à celui des baleines noires australes (Christiansen *et al.* 2020). Stewart et ses collaborateurs (2021) ont constaté que la longueur du corps des baleines noires de l'Atlantique Nord diminue depuis 1981, et Christiansen et ses collaborateurs (2020) ont constaté que ces dernières sont plus petites que les baleines noires australes au stade adulte. Une mauvaise santé, une reproduction réduite et des facteurs de stress sublétaux contribuent tous à la réduction de la survie de l'espèce.

Le déclin de l'abondance et les changements dans la santé de la baleine noire de l'Atlantique Nord coïncident avec des changements dans sa répartition et celle de ses proies (Davis *et al.* 2017, Brennan *et al.* 2019, Davies *et al.* 2019, Record *et al.* 2019, Simard *et al.* 2019, Sorochan *et al.* 2019, Meyer-Gutbrod *et al.* 2021, 2023). De façon générale, l'espèce est présente le long de la côte est de l'Amérique du Nord (Kraus et Rolland 2007, Figure 1). Aux États-Unis, ses habitats essentiels qui se trouvent dans le golfe du Maine forment ce qui est appelé la « zone d'alimentation du nord-est des États-Unis », tandis que ceux qui se trouvent au large depuis la côte sud-est du cap Fear, en Caroline du Nord, jusque sous le cap Canaveral, en Floride, forment ce qui est appelé la « zone de mise bas du sud-est des États-Unis » (Federal Register 2016). Les habitats essentiels au Canada sont les bassins de Grand Manan et Roseway (MPO 2014a). Les baleines noires de l'Atlantique Nord peuvent quitter leurs aires d'alimentation habituelles, comme le bassin Roseway et le bassin de Grand Manan, lorsque la densité des proies est réduite (p. ex. Kenney 2001, Patrician et Kenney 2010, Davies *et al.* 2015). Les changements dans les conditions océaniques causés par les changements climatiques ont entraîné des changements dans la répartition des proies de l'espèce (p. ex. Grieve *et al.* 2017, Meyer-Gutbrod et Greene 2018, Brennan *et al.* 2019, Sorochan *et al.* 2021, Meyer-Gutbrod *et al.* 2021). De façon concomitante avec le changement observé dans la répartition des proies, il y a eu une augmentation des détections visuelles et acoustiques d'individus dans le golfe du Saint-Laurent (Simard *et al.* 2019, Crowe *et al.* 2021) et dans les eaux au large du sud de la Nouvelle-Angleterre (Davis *et al.* 2017, Quintana-Rizzo *et al.* 2021, O'Brien *et al.* 2022). Plourde et ses collaborateurs (2019) ont également recensé des habitats de recherche de nourriture pouvant convenir à l'espèce le long de la côte du cap Breton, en Nouvelle-Écosse, dans le détroit de Cabot. En raison des changements dans sa répartition, la baleine noire de l'Atlantique Nord peut occuper des zones où aucune initiative de conservation visant à la protéger n'a été mise en place et, par conséquent, elle peut être exposée davantage à des menaces.

Dans le programme de rétablissement de la baleine noire de l'Atlantique Nord de 2014 (MPO 2014a), la chasse à la baleine, les collisions avec des navires, l'empêtrement dans des engins de pêche, la perturbation et la réduction ou la dégradation de l'habitat sont considérés comme des menaces pour l'espèce. L'évaluation du potentiel de rétablissement de l'espèce réalisée en 2007 (MPO 2007) est considérée comme étant désuète compte tenu du déclin de la population et des changements dans sa répartition depuis 2010, du nombre accru d'études entreprises à son sujet depuis 2007 et de la myriade de menaces pesant actuellement sur elle. Dans ce contexte, et conformément aux lignes directrices subséquentes fournies par Pêches et Océans Canada (MPO 2014b), une évaluation actualisée des menaces est nécessaire pour la mise à jour de l'évaluation du potentiel de rétablissement.

L'évaluation des menaces décrite dans le présent document est plus complète que l'évaluation précédente (MPO 2007), car elle comprend des catégories supplémentaires, telles que la pollution sonore, les contaminants chimiques, le développement et la production énergétiques, les changements climatiques, les activités scientifiques, la pêche directe et l'épuisement des

ressources. La présente évaluation des menaces repose sur les lignes directrices élaborées par le MPO (MPO 2014b) et porte sur une variété de menaces dans deux régions qui se chevauchent, à savoir la zone d'évaluation des eaux canadiennes et la zone d'évaluation de l'Atlantique Nord-Ouest. Une approche quantitative a été utilisée, dans la mesure du possible, pour la présentation de renseignements à jour et la réalisation d'un examen complet des menaces qui pèsent sur la baleine noire de l'Atlantique Nord.

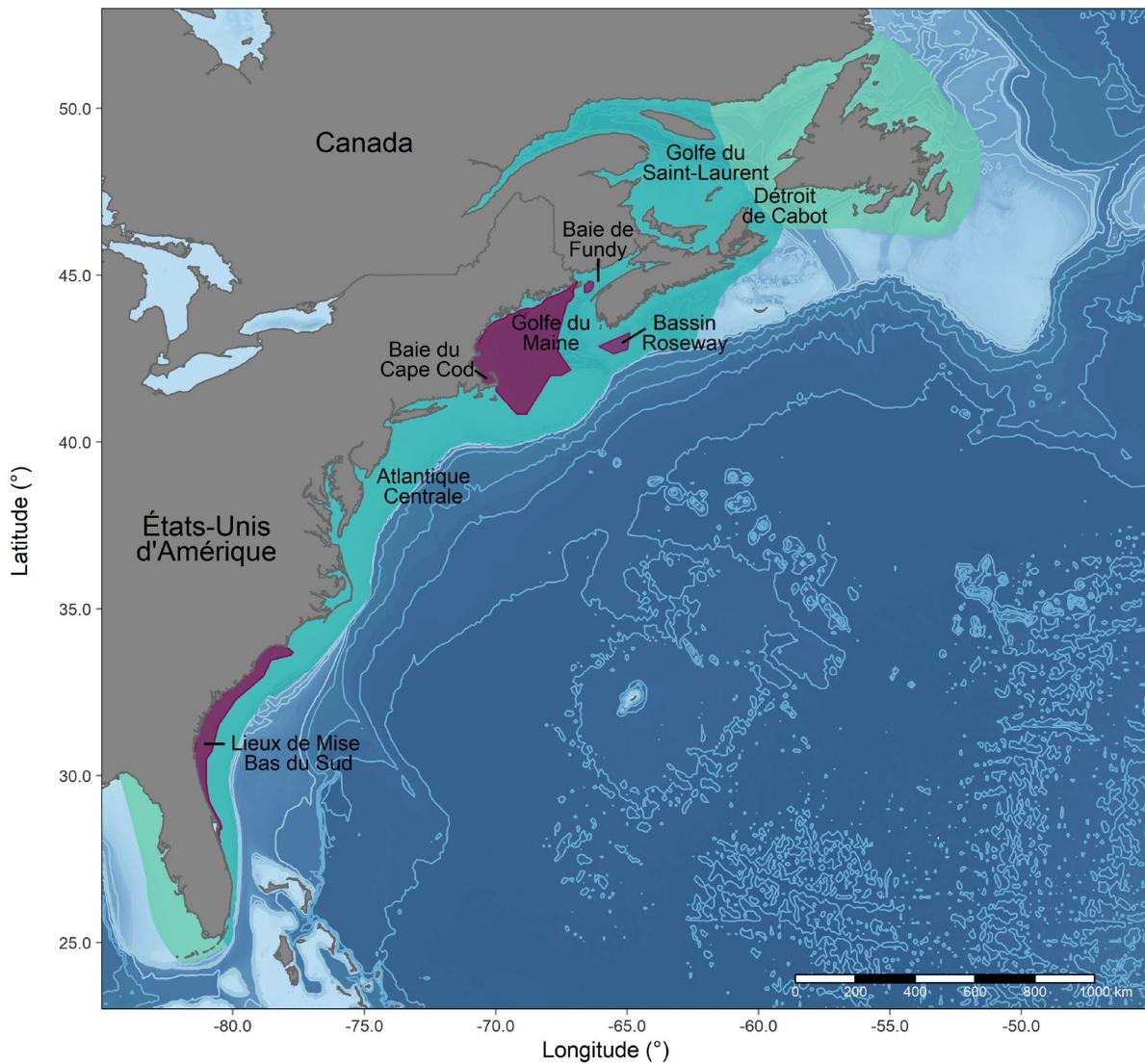


Figure 1. Carte de la répartition de la baleine noire de l'Atlantique Nord montrant la zone d'observation principale (polygone turquoise), les zones d'observation occasionnelle (polygones vert pâle) et les habitats essentiels (polygones brun rougeâtre). Adaptation de la figure 1 se trouvant dans Hamilton et al. (2022).

MÉTHODOLOGIE D'ÉVALUATION DES MENACES

DEFINITION D'UNE MENACE

Dans les lignes directrices du MPO, le terme « menace » est défini comme suit : « [a]ctivité ou processus humain qui a causé, cause ou peut causer des dommages à une espèce sauvage en péril, sa mort ou des modifications de son comportement, ou la destruction, la détérioration ou la perturbation de son habitat jusqu'au point où des effets sur la population se produisent » (MPO 2014b). Toutefois, les menaces recensées dans le programme de rétablissement de la baleine noire de l'Atlantique Nord en 2014 (les collisions avec des navires, l'empêtrement dans des engins de pêche, la perturbation et la réduction ou la dégradation de l'habitat; Brown *et al.* 2009, MPO 2014a) décrivent des conséquences d'activités ou de processus humains, plutôt que les activités ou processus humains pertinents en cause. Par exemple, l'empêtrement dans un engin de pêche (la conséquence) est le résultat de l'activité de pêche (la menace). Pour remédier à la situation, nous avons examiné des définitions de menace et avons ensuite ajusté les catégories de menaces de manière à mieux les faire concorder avec ces définitions.

Avila et ses collaborateurs (2018) définissent une menace pour un mammifère marin comme un événement qui, au niveau de l'individu, entraîne une perturbation, un changement de comportement ou de répartition, une maladie, un problème de santé, une contention physique, une blessure ou la mort ou qui, au niveau de la population, réduit le succès reproducteur, le flux génétique ou la taille de la population. Pour respecter la terminologie commune qui est plus largement reconnue par les scientifiques et les intervenants qui s'intéressent à la baleine noire de l'Atlantique Nord, nous avons modifié la définition d'Avila et ses collaborateurs (2018) de manière à faire ce qui suit :

1. incorporer la notion d'origine anthropique qui se trouve dans la définition du MPO;
2. remplacer les conséquences au niveau de la population par des conséquences au niveau de l'individu.

La deuxième modification découle du fait que le prélèvement biologique potentiel annuel estimé pour l'espèce est inférieur ou égal à un individu depuis 1995 (Blaylock *et al.* 1995, Waring *et al.* 1997, 1999a,b, 2000, 2001, 2002, 2004, 2006, 2007a,b, 2009a,b, 2010, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, Hayes *et al.* 2017, 2018, 2019, 2020, 2021, 2022). La définition d'une menace pour la baleine noire de l'Atlantique Nord, qui est utilisée dans le présent document, est donc la suivante : tout événement ou toute modification de l'environnement d'origine humaine qui entraîne une perturbation, un changement de comportement, un changement dans la répartition, du harcèlement, une maladie, une dégradation de la santé, une contention physique, une blessure ou la mort, au niveau de l'individu.

Les menaces sont classées selon les catégories indiquées dans Avila *et al.* (2018) et selon une catégorie supplémentaire qui représente les menaces nouvelles et émergentes liées au développement et à la production d'énergie renouvelable. Avec ce système de classification, il est possible que des menaces recensées soient associées à plusieurs catégories. Par exemple, la pollution sonore causée par les navires pourrait être classée dans les catégories du trafic maritime et de la pollution acoustique. De même, l'empêtrement dans des engins de pêche abandonnés, perdus ou rejetés pourrait être classé dans les catégories des prises accessoires, des interactions avec des engins de pêche et de la pollution. Dans tous les cas, nous avons tenté de classer les menaces dans les catégories les plus proches de leur source. Les changements climatiques ont été inclus comme menace à la demande du Programme sur les espèces en péril.

DUREE D'UNE GENERATION

Un élément clé de l'évaluation des menaces est la durée d'une génération chez l'espèce en question. Selon les critères d'évaluation indiqués dans les lignes directrices du MPO, les menaces devraient être examinées sur dix années ou trois générations, selon la période la plus courte (MPO 2014b). En revanche, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) et l'Union internationale pour la conservation de la nature (IUCN) recommandent un examen sur dix ans ou trois générations, selon la période la plus longue (jusqu'à un maximum de 100 ans dans le futur), lors de l'évaluation de la situation des espèces en voie de disparition et de l'évaluation des menaces (IUCN 2016; COSEWIC 2021).

Taylor et ses collaborateurs (2007) ont estimé que la durée d'une génération pour la baleine noire de l'Atlantique Nord se chiffrait à 23,3 ans en se fondant sur le taux de croissance contemporain ($r = 0,05$) et à 35,7 ans en se fondant sur les conditions d'une population stable ($r = 0$). Cependant, Runge et ses collaborateurs (2023) ont présumé que la durée d'une génération utilisée dans une analyse de viabilité de la population dans des conditions stables se chiffrait à au moins 33,3 ans (autrement dit, trois générations correspondaient à environ 100 ans). Étant donné que la durée d'une génération est supérieure à 10 ans, nous sommes d'avis que la période d'examen sur 10 ans indiquée dans les lignes directrices du MPO ne représente pas un délai biologiquement significatif pour l'évaluation des menaces qui pèsent sur cette espèce. De plus, cette période ne correspond pas à celle qui est associée aux hypothèses liées au prélèvement biologique potentiel (100 ans; Wade 1998). Nous avons donc évalué les menaces qui pèsent sur la baleine noire de l'Atlantique Nord en présumant que la durée d'une génération se chiffrait à 33,3 ans, soit 100 ans pour trois générations. Cette approche est conforme à celle utilisée lors de l'analyse de la viabilité de la population (Runge et al. 2023) et de l'évaluation des menaces pesant sur la baleine à bec commune (*Hyperoodon ampullatus*; Moors-Murphy et al. 2024), et elle correspond aux délais d'évaluation recommandés par le COSEPAC et l'IUCN.

APERÇU GENERAL : NIVEAUX D'EVALUATION

Les lignes directrices du MPO sur l'évaluation des menaces (MPO 2014b) décrivent un processus en deux étapes pour l'évaluation des menaces :

1. une évaluation au niveau de la population;
2. une évaluation au niveau de l'espèce.

La baleine noire de l'Atlantique Nord forme une seule population sans unité désignable (cette dernière est définie comme une « espèce, sous-espèce, variété ou population géographiquement ou génétiquement distincte qui peut être évaluée par le COSEPAC si elle présente des attributs qui la rendent distincte et importante dans l'évolution »). Par conséquent, nous ne faisons pas de distinction entre le niveau de la population et celui de l'espèce. Le risque de la menace, la réalisation de la menace, la fréquence de la menace et l'étendue de la menace ne sont pris en compte qu'au niveau de la population. Pour réduire la redondance, nous omettons les notions de niveau de la population et de niveau de l'espèce quand il est question du risque de la menace, de la réalisation de la menace, de la fréquence de la menace et de l'étendue de la menace.

La baleine noire de l'Atlantique Nord est une espèce transfrontalière; le Canada et les États-Unis ont mis en œuvre des initiatives de conservation pour protéger cette espèce en danger critique d'extinction et promouvoir son rétablissement. Dans la présente évaluation, les menaces sont évaluées à deux échelles géographiques différentes :

1. une zone d'évaluation des eaux canadiennes;

2. une zone d'évaluation de l'Atlantique Nord-Ouest.

La zone d'évaluation des eaux canadiennes est composée de la biorégion du golfe du Saint-Laurent, de la biorégion du plateau néo-écossais et d'une partie de la biorégion des plateaux de Terre-Neuve et du Labrador (MPO 2009a, Figure 2). Seules les eaux de la biorégion des plateaux de Terre-Neuve et du Labrador situées sous 52 degrés décimaux de latitude Nord ont été prises en compte dans la présente analyse, car très peu d'observations et de détections acoustiques de baleines noires de l'Atlantique Nord ont été documentées le long du plateau continental du Labrador. Bien que des menaces connues existent le long du plateau continental du Labrador, nous avons considéré que le niveau de risque était limité en raison de la détection peu fréquente de baleines noires de l'Atlantique Nord dans la région.

La zone d'évaluation de l'Atlantique Nord-Ouest comprend la zone d'évaluation des eaux canadiennes ainsi que les eaux situées le long de la côte est des États-Unis jusqu'à la limite de la zone économique exclusive (Figure 3). Il convient de noter que la zone d'évaluation de l'Atlantique Nord-Ouest ne correspond pas à l'étendue géographique de toutes les observations et détections acoustiques. Depuis les années 1920, l'espèce a été observée ou détectée acoustiquement hors de son aire de répartition contemporaine, notamment aux Bermudes et dans les Caraïbes, au sud, ainsi que dans le détroit de Davis et les eaux de l'Islande, au nord, et dans l'Atlantique Nord-Est, à savoir notamment près de la Norvège, de l'Islande, de la France et du Groenland (Knowlton *et al.* 1992, Martin et Walker 1997, Jacobsen *et al.* 2004, Mellinger *et al.* 2011, Silva *et al.* 2012, Hayes *et al.* 2023).

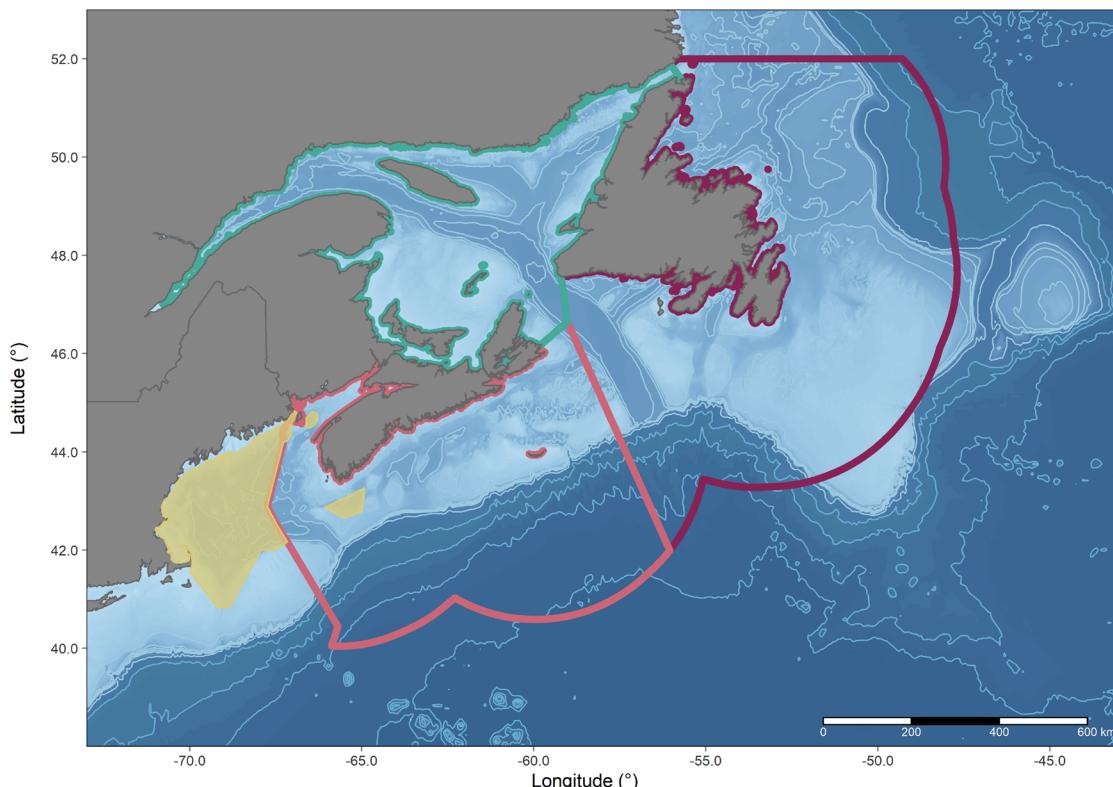


Figure 2. La zone d'évaluation des eaux canadiennes composée de la biorégion du golfe du Saint-Laurent (polygone vert), de la biorégion du plateau néo-écossais (polygone rose) et d'une version modifiée de la biorégion des plateaux de Terre-Neuve et du Labrador (polygone bourgogne). Les polygones jaunes représentent les habitats essentiels de la baleine noire de l'Atlantique Nord dans le bassin Roseway, le bassin de Grand Manan et le golfe du Maine.

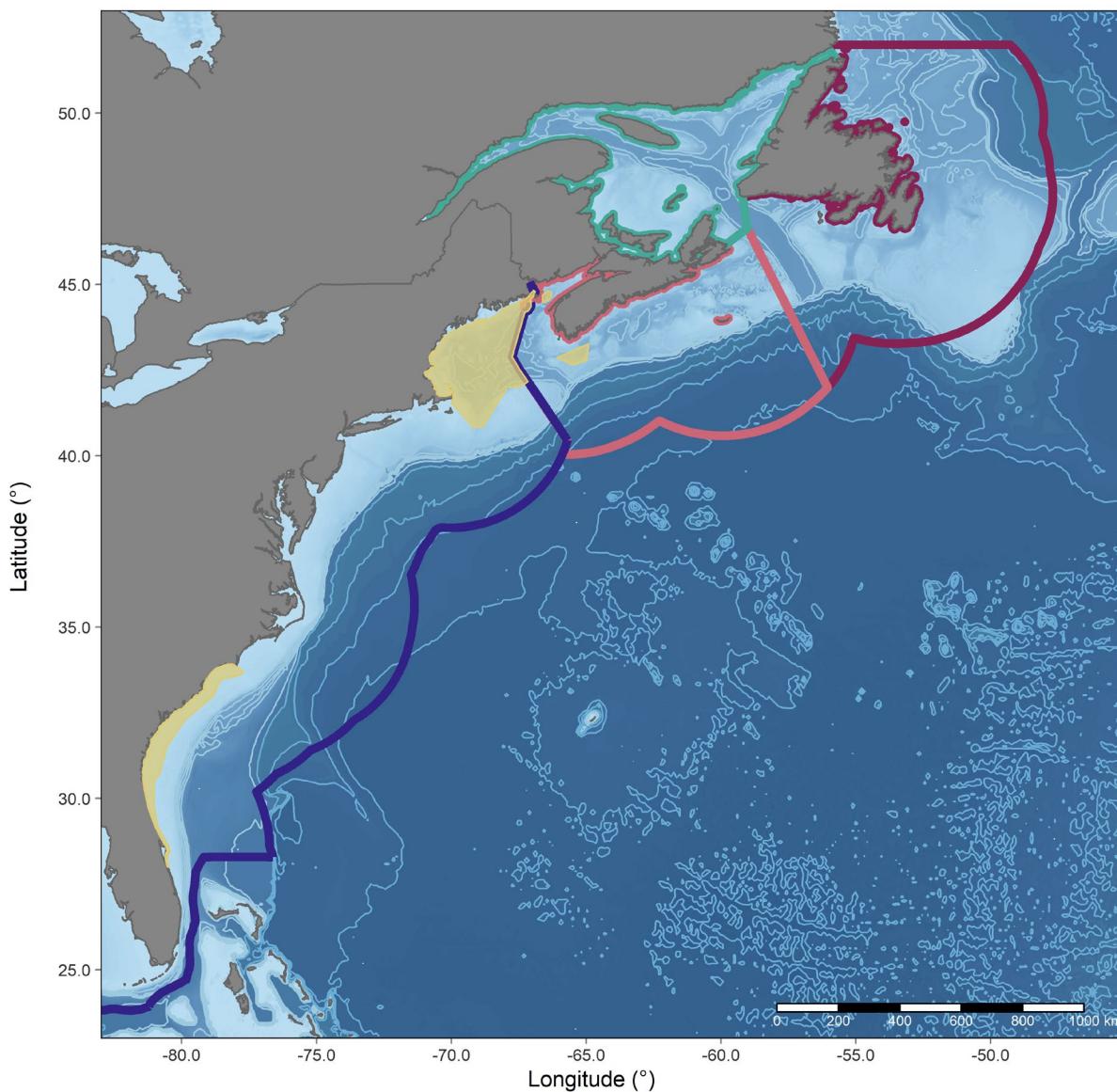


Figure 3. La zone d'évaluation de l'Atlantique Nord-Ouest composée de la biorégion du golfe du Saint-Laurent (polygone vert), de la biorégion du plateau néo-écossais (polygone rose), d'une version modifiée de la biorégion des plateaux de Terre-Neuve et du Labrador (polygone bourgogne) et des eaux au large de la côte est des États-Unis d'Amérique jusqu'à la limite de la zone économique exclusive (ligne indigo). Les polygones jaunes représentent les habitats essentiels de la baleine noire de l'Atlantique Nord dans le bassin Roseway, le bassin de Grand Manan et le golfe du Maine, la zone de recherche de nourriture du nord-est des États-Unis ainsi que les zones de mise bas du sud-est des États-Unis, au large des côtes de la Caroline du Sud, de la Géorgie et du nord-est de la Floride.

Niveau des répercussions

Les menaces peuvent toucher une espèce au niveau de l'individu et de la population. Les répercussions pour les individus peuvent comprendre la mortalité directe ou des effets sublétaux qui modifient leur santé et leur succès de reproduction par des blessures graves ou la

morbidité. Les répercussions pour la population peuvent entraîner des changements dans l'abondance ou la répartition.

Niveau des répercussions pour la population

Selon les lignes directrices du MPO (MPO 2014b), le niveau des répercussions « s'entend de l'ampleur des répercussions d'une menace donnée et de la mesure dans laquelle elle influence la survie ou le rétablissement de la population ». On obtient ainsi une évaluation quantitative et qualitative des répercussions sur l'état et la tendance de la population (Tableau 1). Chaque menace est cotée selon une échelle allant de 5 (niveau extrême) à 1 (niveau inconnu).

Tableau 1. Les catégories de niveaux des répercussions associées à une menace et les cotes correspondantes selon les lignes directrices du MPO sur l'évaluation des menaces (MPO 2014b). Le niveau des répercussions s'entend de l'ampleur des répercussions d'une menace donnée sur trois générations ou approximativement 100 ans et de la mesure dans laquelle elle influence la survie ou le rétablissement de la population. La perte de population absolue estimée est fondée sur l'abondance de la population estimée pour 2023 (Linden 2024).

Niveau des répercussions	Définition	Perte de population estimée
Extrême (5)	Déclin important de la population (p. ex. de 71 à 100 %) et possibilité de disparition du Canada.	De 261 à 372 individus
Élevé (4)	Perte de population importante (de 31 à 70 %) ou menace compromettant la survie ou le rétablissement de la population.	De 113 à 260 individus
Moyen (3)	Perte de population modérée (de 11 à 30 %) ou menace susceptible de compromettre la survie ou le rétablissement de la population.	De 37 à 112 individus
Faible (2)	Peu de changement dans la population (de 1 à 10 %) ou menace peu susceptible de compromettre la survie ou le rétablissement de la population.	De 4 à 36 individus
Inconnu (1)	Aucune connaissance, documentation ou donnée antérieure ne permet d'orienter l'évaluation de la gravité de la menace au niveau de la population.	Inconnue

Aux termes de la *Loi sur les espèces en péril* du Canada, une population est considérée comme ayant une chance de survie acceptable à long terme lorsque son état est stable ou croissant et qu'elle ne présente pas de risque important de disparition du pays ou de la planète (ECCC 2020). Bien qu'il n'existe pas de définition officielle du rétablissement en vertu de la *Loi sur les espèces en péril*, le rétablissement correspond au moment où les interventions humaines et les initiatives de conservation visant à soutenir l'espèce peuvent être réduites (ECCC 2020).

Le niveau des répercussions pour la population a été précisé au moyen d'une évaluation quantitative de la perte de population calculée en fonction de l'abondance estimée pour 2023.

Les estimations de la perte absolue de population reposent sur l'hypothèse que l'abondance de la population demeurera stable au cours des 100 prochaines années. En outre, elles pourraient changer si des ajustements étaient apportés ultérieurement au modèle de population utilisé pour la détermination de l'abondance.

Il manque d'information sur les répercussions au niveau de la population pour certaines des menaces qui pèsent sur la baleine noire de l'Atlantique Nord. Il importe de reconnaître que les menaces dont le niveau des répercussions est classé comme étant « inconnu » peuvent avoir des répercussions sur la population.

Les niveaux des répercussions fondés sur des pourcentages de perte de population ne comprennent pas les effets sublétaux des menaces. Les effets sublétaux sont des blessures graves, de la morbidité, du harcèlement, des perturbations, un stress accru et des effets sur la reproduction. Aucune de ces répercussions n'est prise en compte dans la définition du niveau des répercussions fournie dans les lignes directrices du MPO (MPO 2014b). Nous avons donc ajouté une mesure qui est axée sur les répercussions des menaces sur les individus.

Niveau des répercussions pour l'individu

Les menaces peuvent avoir des répercussions sur les individus à divers degrés. Par exemple, les répercussions d'une collision avec un navire peuvent aller de l'absence apparente de blessure à la mort, en passant par des blessures graves. Il peut donc être difficile de quantifier les répercussions d'une menace sur un individu. Par conséquent, plutôt que d'attribuer un niveau des répercussions uniquement en fonction de la gravité d'une blessure, nous avons utilisé une approche de classement où c'est le nombre de répercussions observées pour un individu qui définit le niveau (autrement dit, plus le nombre de répercussions différentes est élevé, plus le niveau est élevé). Pour chaque niveau des répercussions, tous les effets énumérés doivent avoir eu lieu ou être possibles, mais les effets peuvent être observés chez de nombreux individus (autrement dit, ils ne doivent pas tous être observés chez un seul individu).

Selon cette approche, les niveaux des répercussions pour l'individu de chaque menace sont les suivants :

- extrême (5) — la menace a été associée à des cas de mortalité, de blessure grave, de morbidité, de harcèlement, de perturbation, de stress accru et d'incidence sur la reproduction chez un ou plusieurs individus, ou elle s'est avérée en être la cause;
- élevé (4) — la menace a été associée à des cas de mortalité, de blessure grave, de morbidité, de harcèlement, de perturbation et de stress accru chez un ou plusieurs individus, ou elle s'est avérée en être la cause;
- moyen (3) — la menace a été associée à des cas de morbidité, de harcèlement, de perturbation et de stress accru chez un ou plusieurs individus, ou elle s'est avérée en être la cause;
- faible (2) — la menace a été associée à des cas de harcèlement, de perturbation et de stress accru chez un ou plusieurs individus, ou elle s'est avérée en être la cause;
- inconnu (1) — l'effet de la menace au niveau de l'individu est actuellement inconnu.

La *Loi sur les espèces en péril* stipule qu'il « est interdit de tuer un individu d'une espèce sauvage inscrite comme espèce disparue du pays, en voie de disparition ou menacée, de lui nuire, de le harceler, de le capturer ou de le prendre » [L.C. 2002, ch. 29]. Cependant, il n'existe pas de définition officielle du terme « nuire », qui peut être interprété à divers degrés. Pour éviter toute confusion, nous n'avons pas inclus la notion de nuire dans les définitions du niveau des répercussions pour l'individu.

La plupart des données présentées ci-dessous proviennent de diverses publications de la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) et du National Marine Fisheries Service (NMFS). La NOAA définit une blessure grave comme étant « toute blessure susceptible d'entraîner la mort » [traduction], tandis que pour le NMFS il s'agit de toute blessure où la mortalité subséquente est « plus probable que le contraire » [traduction], ou toute blessure où la probabilité de mortalité subséquente est supérieure à 50 % pour un mammifère marin (NOAA 2012, 2022, 2023).

La morbidité correspond aux maladies ou blessures sublétale et est donc définie comme le fait de souffrir d'une maladie ou d'un état pathologique. La morbidité est ainsi interprétée comme une blessure ou une maladie qui n'entraîne pas la mort, mais qui pourrait réduire ou altérer le bien-être, y compris la croissance et la reproduction (ce qui correspond à des effets sublétal, NOAA 2025). Knowlton et ses collaborateurs (2016, 2022) fournissent de plus amples renseignements sur la catégorisation des blessures causées par des empêtrements; les blessures mineures et intermédiaires correspondent à des abrasions cutanées superficielles et à des éraflures ou coupures importantes qui atteignent le lard, tandis que les blessures graves sont définies comme étant des coupures d'une profondeur supérieure à huit centimètres ou qui atteignent des muscles ou des os. Les blessures causées par une collision avec un navire peuvent également être classées comme des coupures superficielles, peu profondes ou profondes, ou un traumatisme contondant (Pirotta *et al.* 2023).

Il y a peu de renseignements sur les effets de certaines des menaces évaluées, même au niveau de l'individu. Les menaces dont le niveau des répercussions pour l'individu est inconnu peuvent avoir des effets sur les individus, comme c'est le cas pour la population.

Probabilité de réalisation

Dans les lignes directrices du MPO (MPO 2014b), la probabilité de réalisation est définie comme étant « la mesure dans laquelle une menace précise est susceptible de se réaliser pour une population donnée sur une période de dix ans ou de trois générations, selon la période la plus courte ». Comme nous l'avons mentionné précédemment, nous avons évalué les menaces qui pèsent sur la baleine noire de l'Atlantique Nord en présumant que la durée d'une génération se chiffrait à 33,3 ans, soit 100 ans pour 3 générations (voir la section « Durée d'une génération » ci-dessus).

En nous fondant sur Moors-Murphy *et al.* (2024), nous avons défini la probabilité de réalisation d'une menace donnée comme suit :

- connue — il y a de 91 à 100 % de chance que la menace se soit réalisée ou qu'elle se réalise actuellement ou dans le futur;
- probable — il y a de 51 à 90 % de chance que la menace se réalise actuellement ou dans le futur;
- peu probable — il y a de 11 à 50 % de chance que la menace se réalise actuellement ou dans le futur;
- faible — il y a de 1 à 10 % de chance ou moins que la menace se réalise actuellement ou dans le futur;
- inconnue — il n'y a pas de données ni de connaissances préalables sur la réalisation de la menace actuellement ou dans le futur.

Pour certaines des menaces, la probabilité de réalisation peut être estimée quantitativement. Selon la méthodologie décrite dans Vanderlaan *et al.* (2009), la probabilité d'une collision avec

un navire ou d'un empêtrement dans des engins de pêche peut être estimée à l'aide d'un modèle de distribution de probabilités de Poisson. Ce modèle repose sur quatre hypothèses :

1. la menace peut survenir à n'importe quel moment ou lieu dans une zone d'intérêt donnée si des baleines sont présentes;
2. un empêtrement ou une collision avec un navire est un événement rare (autrement dit, la probabilité qu'il y ait collision avec un navire ou empêtrement dans un engin de pêche est faible);
3. les collisions avec des navires ou les empêtrements dans des engins de pêche sont des événements indépendants;
4. le nombre moyen d'événements (collisions avec des navires ou empêtrements dans des engins de pêche) est constant dans le temps ou au moins pendant des périodes définies.

Comme dans Vanderlaan *et al.* (2009), nous présumons que la population est stable au cours des périodes définies examinées, mais cette hypothèse peut ne pas être valable pour toutes les périodes considérées (Pace *et al.* 2017).

Nous avons estimé le paramètre de Poisson (μ) qui représente le nombre moyen de collisions avec des navires ou d'empêtrements dans des engins de pêche (n) par année sur une période donnée (T) comme suit :

$$\hat{\mu} = \frac{n}{T} \quad (1)$$

La probabilité (P) que X collisions avec des navires ou empêtrements dans des engins de pêche se produisent au cours d'une année donnée est calculée comme suit :

$$P(X = k | \hat{\mu}) = \frac{\exp^{-\hat{\mu}} \cdot \hat{\mu}^k}{k!} \quad (2)$$

où $k = 0, 1, 2, \dots$ et $\hat{\mu} > 0$.

Nous avons appliqué la méthode de Webster (Legendre et Legendre 1998) pour déterminer les discontinuités dans les séries chronologiques des collisions avec des navires et des mortalités dues à ces collisions. Il s'agissait d'utiliser une fenêtre de lissage $3 + 3$ ou $4 + 4$, avec $\alpha = 0,1$, pour déterminer une discontinuité importante. Nous avons compilé les données sur les collisions avec des navires pour la baleine noire de l'Atlantique Nord afin d'estimer la probabilité qu'un navire heurte un individu de l'espèce et la probabilité que ce dernier en meure. Ces données ont été compilées à partir de Best *et al.* 2001, Laist *et al.* 2001, Jensen et Silber 2003, Moore *et al.* 2004, Cole *et al.* 2005, 2006, Nelson *et al.* 2007, Glass *et al.* 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, Henry *et al.* 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2023, Henry 2022, Sharp *et al.* 2019, Pettis *et al.* 2021, 2022. Il existe des registres publiés de collisions entre des baleines noires de l'Atlantique Nord et des navires qui remontent au début des années 1970; nous avons utilisé la série chronologique complète pour détecter les discontinuités, mais nous nous sommes concentrés sur les données à partir de 1990, que nous présentons.

Toutes les incertitudes statistiques sont présentées sous la forme d'un écart-type de ± 1 .

Moment de la réalisation

Les lignes directrices du MPO (MPO 2014b) définissent trois catégories décrivant le moment de la réalisation :

- passée — une menace qui s'est réalisée par le passé et qui a eu des répercussions négatives sur la population;

-
- actuelle — une menace qui se réalise actuellement et qui a des répercussions négatives sur la population;
 - prévue — une menace dont on prévoit la réalisation à l'avenir et qui aura des répercussions négatives sur la population.

Une ou plusieurs de ces catégories peuvent s'appliquer à une menace donnée, et nous avons conservé les définitions initiales du « moment de la réalisation ». Par conséquent, une menace actuelle est une menace qui existait au moment où l'évaluation et les analyses connexes ont été effectuées. La durée des répercussions d'une menace n'a pas été prise en compte lors de la définition du moment de la réalisation, même si les répercussions pour l'individu peuvent être éphémères ou durer des jours, des mois ou des années.

Fréquence de la menace

Dans les lignes directrices du MPO (MPO 2014b), la fréquence de la menace est définie comme étant « l'étendue temporelle d'une menace donnée dans les 10 prochaines années ou sur 3 générations, selon la période la plus courte ». Comme ci-dessus, nous avons évalué chaque menace en présumant que la durée d'une génération se chiffrait à 33,3 ans, soit 100 ans pour 3 générations (voir la section Durée d'une génération ci-dessus).

Les lignes directrices du MPO (MPO 2014b) définissent trois catégories de fréquence de la menace :

- unique — la menace se réalise une fois;
- récurrente — la menace se réalise périodiquement ou à répétition;
- continue — la menace se réalise sans interruption.

Dans le cas des menaces récurrentes, nous avons tenu compte des activités et des événements de nature saisonnière ou intermittente.

Étendue géographique de la menace

Les lignes directrices du MPO (MPO 2014b) définissent l'étendue de la menace comme étant « la proportion de la population touchée par une menace donnée ». À l'exception du trafic maritime, des prises accessoires et des interactions avec des engins de pêche, de nombreuses menaces ne laisseront pas de preuves faciles à documenter ou à évaluer. De plus, cette évaluation n'examine pas spécifiquement la répartition spatio-temporelle de chaque menace par rapport à la répartition spatio-temporelle de la baleine noire de l'Atlantique Nord. Il est donc difficile d'estimer la proportion de la population qui est touchée par une menace donnée. Les modèles de répartition transfrontalière en cours de mise au point pour la baleine noire de l'Atlantique Nord et des outils tels que l'outil d'aide à la décision de la NOAA (Miller *et al.* 2024) pourraient être étendus aux eaux canadiennes pour la réalisation de tels calculs; cela dit, ils n'étaient pas accessibles au moment de cette évaluation. Un modèle de densité en surface pour la baleine noire de l'Atlantique Nord, comme celui qui existe pour les États-Unis (Roberts *et al.* 2024), permettrait d'estimer la proportion de la population qui est touchée par une menace donnée dans une partie de la zone d'évaluation de l'Atlantique Nord-Ouest. Cependant, étant donné qu'il existe encore de vastes zones sur lesquelles il n'y a pas de données, l'étendue géographique de nombreuses menaces serait classée comme étant inconnue selon les lignes directrices sur l'évaluation du MPO (MPO 2014b). Dans d'autres évaluations, l'étendue d'une menace était interprétée comme le chevauchement entre la répartition de l'espèce et l'étendue de la menace (MPO 2020) ou la proportion du site étudié qui était touchée par la menace (MPO 2019). Nous avons suivi, en les modifiant légèrement, les définitions utilisées par Moors-Murphy

et ses collaborateurs (2024) pour la baleine à bec commune afin de fournir une estimation qualitative de la proportion de l'habitat de la baleine noire de l'Atlantique Nord où une menace donnée est susceptible de se réaliser.

L'étendue géographique de chaque menace a été évaluée selon les définitions suivantes :

- considérable — la menace se réalise dans une proportion très élevée (de 71 à 100 %) de l'habitat de la population;
- vaste — la menace se réalise dans une proportion élevée (de 31 à 70 %) de l'habitat de la population;
- petite — la menace se réalise dans une proportion modérée (de 11 à 30 %) de l'habitat de la population;
- limitée — la menace se réalise dans une proportion faible (moins de 10 %) de l'habitat de la population;
- inconnue — la menace se réalise dans une proportion inconnue de l'habitat de la population.

Certitude causale

Pour appuyer l'évaluation des différentes menaces pesant sur des espèces, dans ce cas-ci la baleine noire de l'Atlantique Nord, le MPO a proposé dans ses lignes directrices (MPO 2014b) l'utilisation d'un système de classement de la certitude causale qui « reflète la solidité des données probantes établissant un lien entre la menace et la survie et le rétablissement de la population ». Les données probantes peuvent être des données scientifiques, des connaissances écologiques traditionnelles ou des connaissances locales. Comme dans Moors-Murphy *et al.* (2024), nous avons modifié les définitions des catégories de certitude causale pour qu'elles reflètent les données accessibles sur la probabilité de réalisation et le niveau des répercussions ainsi que la qualité de ces données. Nous avons défini les catégories de certitude causale et les cotes associées (entre parenthèses) comme suit :

- très élevée (5) — des preuves scientifiques très solides sous la forme de données substantielles appuient l'évaluation de la menace, et des effets observés, modélisés ou mesurés empiriquement de la menace pour la baleine noire de l'Atlantique Nord ont été publiés et sont accessibles à partir de sources examinées par des pairs;
- élevée (4) — des preuves sous la forme de données adéquates appuient l'évaluation de la menace, et des effets observés, modélisés ou mesurés empiriquement de la menace pour d'autres espèces de mysticètes de grande taille ont été publiés et sont accessibles à partir de sources évaluées par des pairs;
- moyenne (3) — l'évaluation de la menace est fondée sur les données limitées qui sont accessibles et est teintée d'une incertitude supérieure parce que les données peuvent concerner d'autres espèces de cétacés ou provenir de ressources non évaluées par des pairs;
- faible (2) — l'évaluation est fondée sur le jugement d'experts, des connaissances scientifiques générales, des connaissances écologiques traditionnelles ou des connaissances locales qui ont été extrapolés de manière à s'appliquer à la baleine noire de l'Atlantique Nord;
- inconnue (1) — les données ou l'information ne permettent pas d'éclairer l'évaluation, et il est possible que la menace ait des répercussions, mais il existe très peu de données ou de

connaissances à leur sujet pour la baleine noire de l'Atlantique Nord ou d'autres espèces de cétacés sur lesquelles les experts peuvent se fonder pour formuler un avis.

Risque de la menace

Dans les lignes directrices du MPO (MPO 2014b), le risque de la menace est défini comme étant « le produit de la probabilité de réalisation et du niveau des répercussions », qui est déterminé à l'aide d'une approche fondée sur l'utilisation d'une matrice du risque de la menace (Figure 4). Le risque de la menace peut être classé comme étant inconnu, faible, moyen ou élevé. Nous avons appliqué cette approche pour définir le risque de chaque menace en fonction du niveau des répercussions et de la probabilité de réalisation pour la population.

		Niveau des Répercussions				
		Faible	Moyen	Élevé	Extrême	Inconnu
Probabilité de Réalisation	Connue	Faible	Moyen	Élevé	Élevé	Inconnu
	Susceptible de se Réaliser	Faible	Moyen	Élevé	Élevé	Inconnu
	Peu Probable	Faible	Moyen	Moyen	Moyen	Inconnu
	Faible	Faible	Faible	Faible	Faible	Inconnu
	Inconnu	Inconnu	Inconnu	Inconnu	Inconnu	Inconnu

Figure 4. La matrice du risque de la menace d'après MPO (2014b).

RÉSULTATS

Nous avons évalué 23 menaces (Tableau 2) classées dans les sept catégories suivantes : prises accessoires et interactions avec des engins de pêche, trafic maritime, pollution, altération des caractéristiques physiques des océans, épuisement des ressources, pêche directe et activités scientifiques. La catégorie des menaces liées à la pollution comprenait trois sous-catégories : la pollution sonore, le développement et la production énergétiques et les contaminants chimiques. Bon nombre de ces menaces pourraient être classées sous plusieurs catégories différentes.

Tableau 2. Résumé de l'évaluation des menaces qui pèsent sur la baleine noire de l'Atlantique Nord dans la zone d'évaluation de l'Atlantique Nord-Ouest et la zone d'évaluation des eaux canadiennes. Les définitions de chacun des critères d'évaluation des menaces (MPO 2014b) et les méthodes utilisées pour la catégorisation des menaces sont résumées dans les sections précédentes. Un niveau des répercussions évalué comme étant inconnu ne signifie pas que les répercussions en question sont sans conséquence pour la baleine noire de l'Atlantique Nord au niveau de la population ou de l'individu.

Catégorie de menace	Menace	Zone(s) d'évaluation	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions pour l'individu (certitude causale)	Niveau des répercussions pour la population (certitude causale)	Risque de la menace**	Moment de la réalisation	Fréquence de la menace	Étendue géographique de la menace
Prises accessoires et interactions avec des engins de pêche	Empêtrement dans des engins de pêche (engins fixes)	Eaux canadiennes, Atlantique Nord-Ouest	Connue	Extrême (très élevée)	Extrême (très élevée)	Élevé	Passée, actuelle, prévue	Continue	Considérable
Prises accessoires et interactions avec des engins de pêche	Empêtrement dans des engins de pêche (casiers)	Eaux canadiennes, Atlantique Nord-Ouest	Connue	Extrême (très élevée)	Extrême (très élevée)	Élevé	Passée, actuelle, prévue	Continue	Considérable
Prises accessoires et interactions avec des engins de pêche	Empêtrement dans des engins de pêche (filets maillants)	Atlantique Nord-Ouest	Connue	Extrême (très élevée)	Extrême (très élevée)	Élevé	Passée, actuelle, prévue	Continue	Vaste
Prises accessoires et interactions avec des engins de pêche	Empêtrement dans des engins de pêche (filets maillants)	Eaux canadiennes	Connue	Extrême (très élevée)	Extrême (très élevée)	Élevé	Passée, actuelle, prévue	Continue	Considérable

Catégorie de menace	Menace	Zone(s) d'évaluation	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions pour l'individu (certitude causale)	Niveau des répercussions pour la population (certitude causale)	Risque de la menace**	Moment de la réalisation	Fréquence de la menace	Étendue géographique de la menace
Prises accessoires et interactions avec des engins de pêche	Empêtrement dans des engins de pêche (lignes et hameçons/palangres)	Eaux canadiennes	Connue	Extrême (très élevée)	Extrême (très élevée)	Élevé	Passée, actuelle, prévue	Continue	Considérable
Prises accessoires et interactions avec des engins de pêche	Piégeage (fascines)	Eaux canadiennes, Atlantique Nord-Ouest	Connue	Faible (très élevée)	Inconnu (très élevée)	Inconnu	Passée, actuelle, prévue	Récurrente	Limitée
Prises accessoires et interactions avec des engins de pêche	Empêtrement dans des engins de pêche (aquaculture)	Eaux canadiennes	Connue	Extrême (moyenne)	Inconnu (inconnue)	Inconnu	Passée, actuelle, prévue	Continue	Limitée
Prises accessoires et interactions avec des engins de pêche	Empêtrement dans des engins de pêche abandonnés, perdus ou rejetés	Eaux canadiennes, Atlantique Nord-Ouest	Connue	Extrême (très élevée)	Extrême (très élevée)	Élevé	Passée, actuelle, prévue	Continue	Vaste

Catégorie de menace	Menace	Zone(s) d'évaluation	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions pour l'individu (certitude causale)	Niveau des répercussions pour la population (certitude causale)	Risque de la menace**	Moment de la réalisation	Fréquence de la menace	Étendue géographique de la menace
Trafic maritime	Collisions avec des navires	Eaux canadiennes, Atlantique Nord-Ouest	Connue	Extrême (très élevée)	Élevé (très élevée)	Élevé	Passée, actuelle, prévue	Continue	Considérable
Trafic maritime	Présence de navires et pollution sonore causée par les navires	Eaux canadiennes, Atlantique Nord-Ouest	Connue	Faible (élevée)	Inconnu (inconnue)	Inconnu	Passée, actuelle, prévue	Continue	Considérable
Pollution Sous-catégorie : Pollution sonore	Levés sismiques (canons à air)	Eaux canadiennes, Atlantique Nord-Ouest	Connue	Moyen (moyenne)	Inconnu (inconnue)	Inconnu	Passée, actuelle, prévue	Récurrente	Considérable
Pollution Sous-catégorie : Pollution sonore	Utilisation de technologies acoustiques actives	Eaux canadiennes, Atlantique Nord-Ouest	Connue	Faible (moyenne)	Inconnu (inconnue)	Inconnu	Passée, actuelle, prévue	Récurrente	Vaste
Pollution Sous-catégorie : Pollution sonore	Utilisation de sonars militaires actifs dans la gamme de fréquences moyennes	Eaux canadiennes, Atlantique Nord-Ouest	Connue	Élevé (moyenne)	Inconnu (inconnue)	Inconnu	Passée, actuelle, prévue	Récurrente	Petite

Catégorie de menace	Menace	Zone(s) d'évaluation	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions pour l'individu (certitude causale)	Niveau des répercussions pour la population (certitude causale)	Risque de la menace**	Moment de la réalisation	Fréquence de la menace	Étendue géographique de la menace
Pollution Sous-catégorie : Contaminants chimiques	Pollution par des polluants organiques persistants	Eaux canadiennes, Atlantique Nord-Ouest	Connue	Inconnu (inconnue)	Inconnu (inconnue)	Inconnu	Passée, actuelle, prévue	Continue	Vaste
Pollution Sous-catégorie : Contaminants chimiques	Pollution par les plastiques et les débris marins	Eaux canadiennes, Atlantique Nord-Ouest	Connue	Élevé (élévée)	Faible (élévée)	Faible	Passée, actuelle, prévue	Continue	Vaste
Pollution Sous-catégorie : Contaminants chimiques	Déversements d'hydrocarbures	Eaux canadiennes, Atlantique Nord-Ouest	Connue	Extrême (moyenne)	Élevé (moyenne)	Élevé	Passée, actuelle, prévue	Récurrente	Limitée
Sous-catégorie de pollution : Contaminants chimiques	Pollution par des métaux lourds	Eaux canadiennes, Atlantique Nord-Ouest	Connue	Inconnu (inconnue)	Inconnu (inconnue)	Inconnu	Passée, actuelle, prévue	Continue	Vaste
Sous-catégorie : Développement en eaux côtières et extracôtières	Développement en eaux côtières et extracôtières	Eaux canadiennes, Atlantique Nord-Ouest	Connue	Élevé (moyenne)	Inconnu (inconnue)	Inconnu	Passée, actuelle, prévue	Récurrente	Petite

Catégorie de menace	Menace	Zone(s) d'évaluation	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions pour l'individu (certitude causale)	Niveau des répercussions pour la population (certitude causale)	Risque de la menace**	Moment de la réalisation	Fréquence de la menace	Étendue géographique de la menace
Sous-catégorie : Développement et production énergétiques	Opérations de forage	Eaux canadiennes, Atlantique Nord-Ouest	Connue	Faible (inconnue)	Inconnu (inconnue)	Inconnu	Passée, actuelle, prévue	Récurrente	Limitée
Sous-catégorie : Développement et production éolienne	Production d'énergie éolienne	Eaux canadiennes	Connue	Inconnu ⁺ (inconnue)	Inconnu (inconnue)	Inconnu	Prévue	Continue	Petite
Sous-catégorie : Développement et production éolienne	Production d'énergie éolienne	Atlantique Nord-Ouest	Connue	Inconnu ⁺ (inconnue)	Inconnu (inconnue)	Inconnu	Actuelle, prévue	Continue	Petite
Altération des caractéristiques physiques des océans	Changements climatiques	Eaux canadiennes, Atlantique Nord-Ouest	Connue	Inconnu (inconnue)	Élevé (très élevée)	Élevé	Passée, actuelle, prévue	Continue	Considérable
Activités scientifiques	Activités scientifiques	Eaux canadiennes, Atlantique Nord-Ouest	Connue	Faible (élevée)	Faible (élevée)	Faible	Passée, actuelle, prévue	Récurrente	Vaste
Pêche directe	Chasse ou pêche à la baleine	Eaux canadiennes,	Faible	Extrême (très élevée)	Faible [*] (très élevée)	Faible	Passée, prévue	Sans objet	Petite

Catégorie de menace	Menace	Zone(s) d'évaluation	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions pour l'individu (certitude causale)	Niveau des répercussions pour la population (certitude causale)	Risque de la menace**	Moment de la réalisation	Fréquence de la menace	Étendue géographique de la menace
		Atlantique Nord-Ouest							
Épuisement des ressources	Réduction des sources de nourriture (pêche dirigée — copépodes)	Eaux canadiennes, Atlantique Nord-Ouest	Faible	Inconnu (inconnue)	Inconnu (inconnue)	Inconnu	Prévue	Sans objet	Inconnue

* Ce résultat ne demeure vrai que si l'approche de précaution est appliquée en cas de chasse future, le cas échéant.

[†] En ce qui concerne la pollution sonore associée à la menace que représente la production d'énergie éolienne, le niveau des répercussions au niveau de l'individu devrait être faible.

** Le risque de la menace correspond au produit de la probabilité de réalisation et du niveau des répercussions pour l'individu.

CATEGORIE DE MENACE 1 : PRISES ACCESSOIRES ET INTERACTIONS AVEC DES ENGINS DE PECHE

Menace 1.1.1 : Empêtrement dans des engins de pêche (engins fixes)

Tous les cétacés peuvent devenir empêtrés ou piégés dans des engins de pêche. Les empêtrements dans des engins de pêche sont la cause de la majorité des mortalités chez les grandes baleines (Reeves *et al.* 2003, van der Hoop *et al.* 2013). Nous examinons ici la menace que représentent les pêches à engins fixes (casier, piège, filet maillant, ligne et hameçon, palangre, fascine), les installations d'aquaculture ainsi que les engins de pêche abandonnés, perdus ou rejetés.

Les empêtrements dans des engins de pêche ne se produisent pas tous à l'endroit où les animaux empêtrés sont observés pour la première fois. Certains empêtrements ne sont détectés que par la documentation photographique de blessures observées sur des baleines noires de l'Atlantique Nord après qu'elles se soient désempêtrées (Knowlton *et al.* 2012). Il peut également être difficile de déterminer le type d'engin et d'utilisation (active ou non), car souvent, les seuls engins qui restent sur une baleine empêtrée sont des lignes ou du cordage (Johnson *et al.* 2005). Pour ces raisons, les taux d'empêtrement et de mortalité utilisés dans la présente évaluation n'ont pas été ventilés par zone géographique ou par type d'engin. Nous avons donc seulement évalué la probabilité de réalisation et le niveau des répercussions pour la zone d'évaluation de l'Atlantique Nord-Ouest, et nous avons présumé une uniformité dans toutes les zones d'évaluation.

Probabilité de réalisation : Connue

Les empêtrements dans des engins de pêche sont une source documentée de blessures et de mortalité pour la baleine noire de l'Atlantique Nord (Knowlton *et al.* 2012, van der Hoop *et al.* 2013, Moore *et al.* 2004, Sharp *et al.* 2019). À l'aide de photographies, Knowlton et ses collaborateurs (2012) ont estimé que 26 % (± 10) des baleines noires de l'Atlantique Nord adéquatement photographiées (c'est-à-dire l'année précédant l'empêtrement et l'année suivante) s'empêtrent chaque année, ce qui représente une estimation minimale des nouveaux empêtrements annuels dans la population. Ces estimations variaient de 19 à 39 % entre 2010 et 2018, avec une moyenne de 30 % ($\pm 5,4$; données de Hamilton *et al.* 2020, citées dans Hayes *et al.* 2023). Sur la base de la population estimée de 2023 et des deux taux d'empêtrement estimés, entre 97 ($\pm 3,8$) et 112 ($\pm 2,0$) baleines s'empêtrent chaque année. Il s'agit d'une estimation minimale, car le taux annuel d'empêtrement est fondé uniquement sur les individus photographiés et la proportion de la population qui est photographiée chaque année varie (Pace *et al.* 2017). En utilisant le modèle de Poisson (équation 2) avec 97 et 112 baleines comme nombres moyens estimés d'empêtrements par année (Figure 5), il y a 100 % de chances qu'au moins un empêtrement se produise chaque année au cours des 100 prochaines années (trois générations, Figure 5). Ainsi, la probabilité de réalisation a été évaluée comme étant connue pour les pêches pratiquées avec des engins fixes.

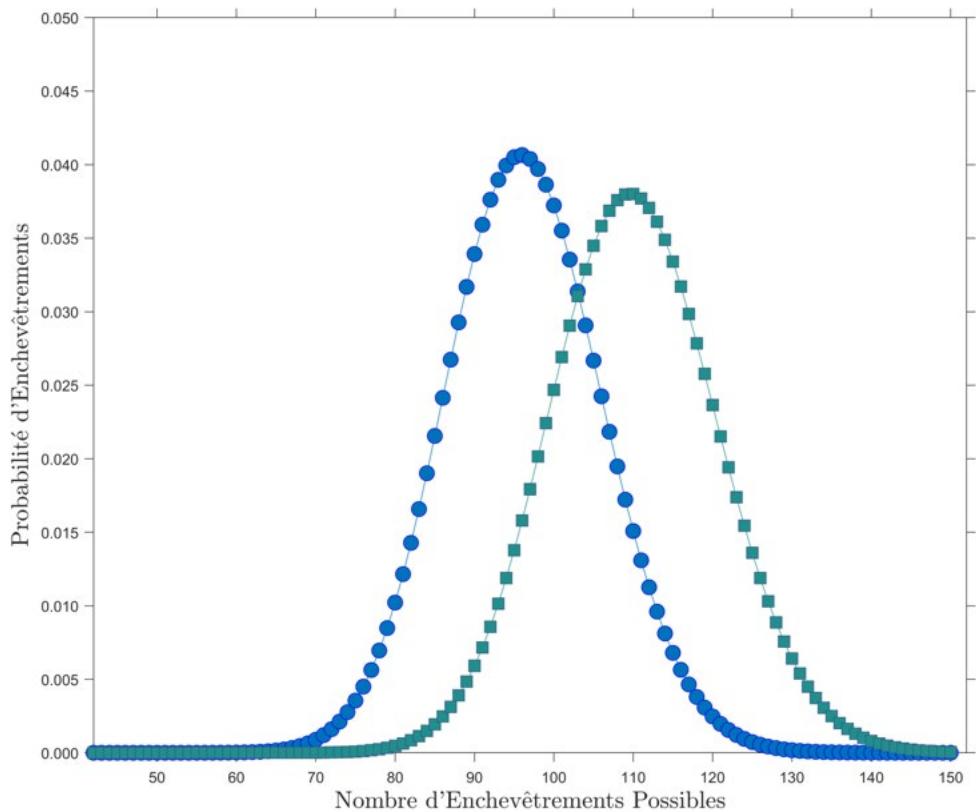


Figure 5. La fonction de densité des probabilités annuelles d'empêtrement est fondée sur un minimum de 26 % (cercles et lignes bleus) et une moyenne de 30 % (carrés et lignes turquoises) des baleines noires de l'Atlantique Nord s'empêtrant chaque année (Knowlton et al. 2012 et Hamilton et al. 2020, tel que cités dans Hayes et al. 2023).

Niveau des répercussions pour l'individu : Extrême

Les empêtrements dans des engins de pêche ont diverses répercussions sur la baleine noire de l'Atlantique Nord, notamment la morbidité, des blessures mineures, modérées et graves, des blessures graves pouvant entraîner la mort ainsi que la mortalité (Moore et al. 2004, Sharp et al. 2019, Knowlton et al. 2012, Knowlton et al. 2022, NOAA 2025). Lors de l'épisode de mortalité inhabituel déclaré pour l'espèce (de 2017 à 2024), il y a eu 10 mortalités, 35 blessures graves et 54 cas de morbidité attribués aux empêtrements dans des engins de pêche (NOAA 2025). La santé et la reproduction des baleines noires de l'Atlantique Nord, ainsi que la survie des jeunes, ont également été touchées par des empêtrements dans des engins de pêche (Robbins et al. 2015, van der Hoop et al. 2016, Knowlton et al. 2022, Stewart et al. 2022, Pirotta et al. 2023). Les femelles ayant survécu à des blessures graves causées par des engins de pêche présentaient les taux de natalité les plus faibles et des intervalles de mise bas plus grands comparativement aux femelles ayant subi des blessures mineures ou modérées (Knowlton et al. 2022). Les baleines noires de l'Atlantique Nord sont capables de traîner des engins de pêche pendant six mois en moyenne, ce qui cause une traînée supérieure, un stress accru, des lésions tissulaires graves, des infections et une émaciation (Clapham et al. 1999, Cassoff et al. 2011, Moore et van der Hoop 2012, van der Hoop et al. 2016, 2017a,b, Rolland et al. 2017). Les empêtrements dans des engins de pêche peuvent également avoir des effets moins graves sur l'espèce. De nombreuses baleines semblent se désempêtrer par elles-mêmes (Johnson et al. 2007) et les seules preuves sont les marques ou cicatrices laissées sur leur corps (figure 6). Ces marques et cicatrices peuvent être mineures, modérées ou graves, des effets connus étant causés par des blessures modérées à graves. En raison du nombre d'empêtrements dans des engins de pêche et de la gravité documentée de leurs effets, le niveau des répercussions pour l'individu a été évalué comme étant extrême avec une certitude causale très élevée.



Figure 6. Photographies de la baleine noire de l'Atlantique Nord EgNo 4180 (Dyad) qui a été observée neuf fois dans le sud du golfe du Saint-Laurent en juin, juillet et août 2018. Une photographie prise lors de l'une des premières observations (A), puis une autre montrant des preuves d'interaction avec un engin de pêche, à savoir des marques de serrage évidentes laissées par du cordage sur son corps et son pédoncule caudal (B). Source : Équipe du relevé aérien mené conjointement par le MPO et la NOAA.

Niveau des répercussions pour la population (perte de population) : Extrême

Le nombre de mortalités et de blessures graves (présumées comme ayant causé la mort) attribuables à des empêtrements dans des engins de pêche chez la baleine noire de l'Atlantique Nord se chiffrait en moyenne à 2,5 par année entre 1999 et 2009 (Pace *et al.* 2014). Cette estimation a augmenté à 5,7 en moyenne par année pour la période de 2016 à 2020 (Hayes *et al.* 2023). Les projections sur les 100 prochaines années (trois générations), fondées sur l'hypothèse que les initiatives de conservation et la taille de la population demeureront constantes, aboutissent à une perte estimée de 250 à 570 individus, ce qui est insoutenable à moins que la taille de la population augmente. Le niveau des répercussions pour la population a été évalué comme étant extrême, avec une certitude causale très élevée.

Fréquence de la menace : Continue

Diverses pêches sont pratiquées dans la zone d'évaluation des eaux canadiennes tout au long de l'année et, bien que la saison varie selon la pêche, des engins de pêche fixes sont présents dans l'eau tous les mois dans la région des Maritimes (Vanderlaan *et al.* 2009, Butler *et al.* 2019, Rozalska et Coffen-Smout 2020). Il existe plusieurs zones de gestion différentes dans la zone d'évaluation des eaux canadiennes, et au moins une pêche à engins fixes était ouverte chaque mois en 2021, 2022 et 2023 (MPO, données inédites). Par conséquent, la fréquence de la menace a été évaluée comme étant continue.

Étendue géographique de la menace : Considérable

Un effort de pêche est déployé dans l'ensemble de la zone d'évaluation des eaux canadiennes; la Figure 7 montre les débarquements de toutes les espèces ciblées par les pêches commerciales entre 2012 et 2021. La Figure montre les débarquements de toutes les espèces capturées avec des engins de pêche fixes. Bien qu'elles n'indiquent pas la quantité d'engins présents dans la colonne d'eau, ces figures fournissent des renseignements sur la répartition spatiale des lieux de pêche et peuvent être utilisées comme représentation de l'intensité de la pêche. Ces données sont assorties de nombreuses mises en garde, notamment les suivantes : les données peuvent représenter de nombreux événements de pêche de plusieurs navires au cours de la période de dix ans en question; il s'agit des débarquements des bateaux canadiens de plus de 35 pieds seulement et les débarquements des bateaux de pêche étrangers (p. ex. Saint-Pierre-et-Miquelon) sont exclus; les données peuvent contenir des erreurs concernant les lieux de pêche, les poids débarqués et les espèces identifiées parce qu'elles sont tirées telles quelles des journaux de bord; un seul emplacement est parfois donné pour chaque événement de pêche, ce qui fait en sorte que les activités, telles que les traits de chalut ou de palangre qui peuvent couvrir une grande zone, ne sont représentées qu'à un seul emplacement sur les figures; il est possible que les données de certaines pêches n'incluent pas

tous les enregistrements ou emplacements des espèces en raison des différences régionales dans les autorisations pour la cartographie ou la déclaration des emplacements en tant que zones de journaux de bord (elles sont seulement partiellement géoréférencées).

Les engins de pêche fixes (Figure) sont préoccupants pour l'empêtrement de la baleine noire de l'Atlantique Nord, car ils ne sont pas surveillés. Il y a une intensité de pêche considérable dans le sud du golfe du Saint-Laurent où, en moyenne, 133 ($\pm 1,5$ pour la période de 2015 à 2019) baleines noires de l'Atlantique Nord se regroupent pour socialiser et se nourrir (Crowe *et al.* 2021). De même, il y a une intensité de pêche considérable entre les habitats essentiels se trouvant dans la baie de Fundy et le bassin Roseway (Figure).

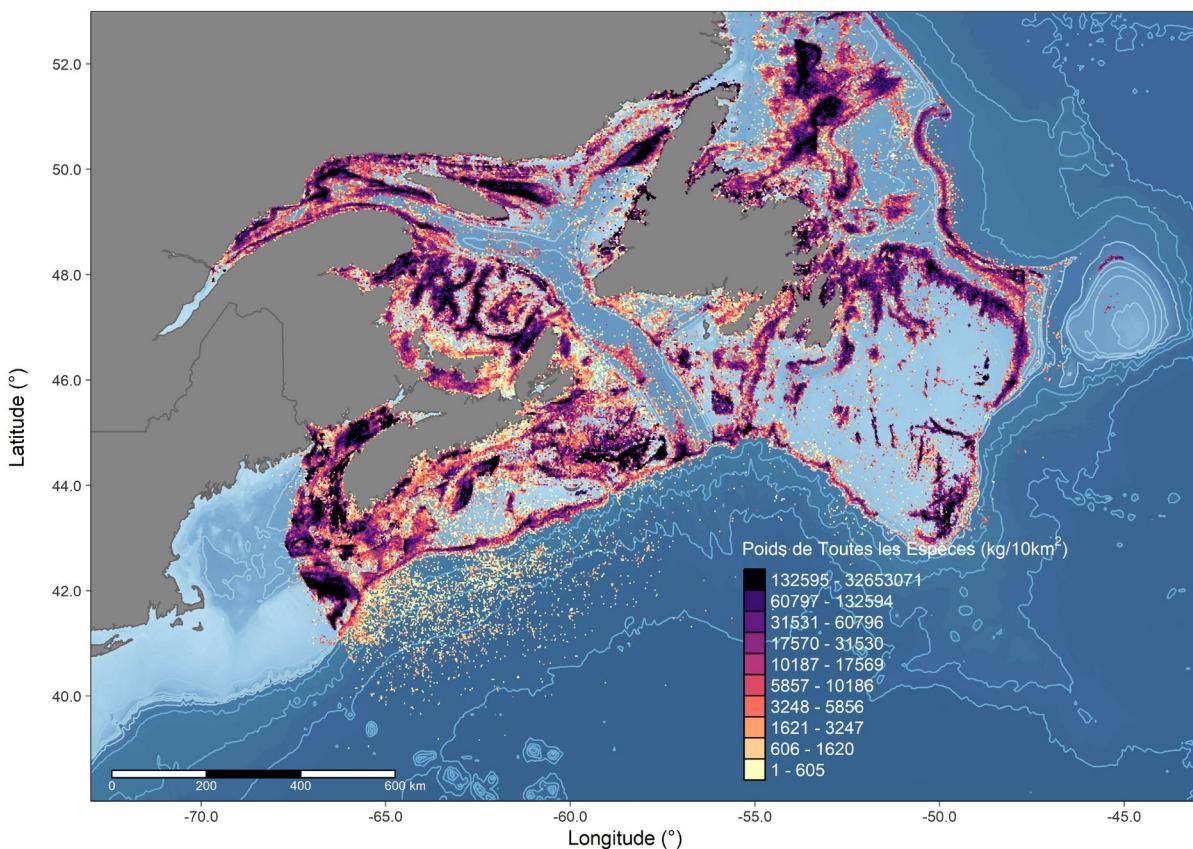


Figure 7. Débarquements des pêches commerciales de l'est du Canada, de 2012 à 2021. Les données proviennent des régions de Terre-Neuve-et-Labrador, des Maritimes, du Golfe, du Québec et de l'Arctique de Pêches et Océans Canada (MPO). La valeur de chaque cellule de grille correspond au total des débarquements de l'ensemble des espèces et des types d'engins, en kilogrammes, de 2012 à 2021, dans une grille hexagonale de deux minutes (superficie d'environ 10 km²). Les données portent sur les poissons et les invertébrés capturés avec des engins de pêche fixes et mobiles. Elles sont accessibles à partir du portail de données ouvertes du Canada (<https://ouvert.canada.ca/fr>).

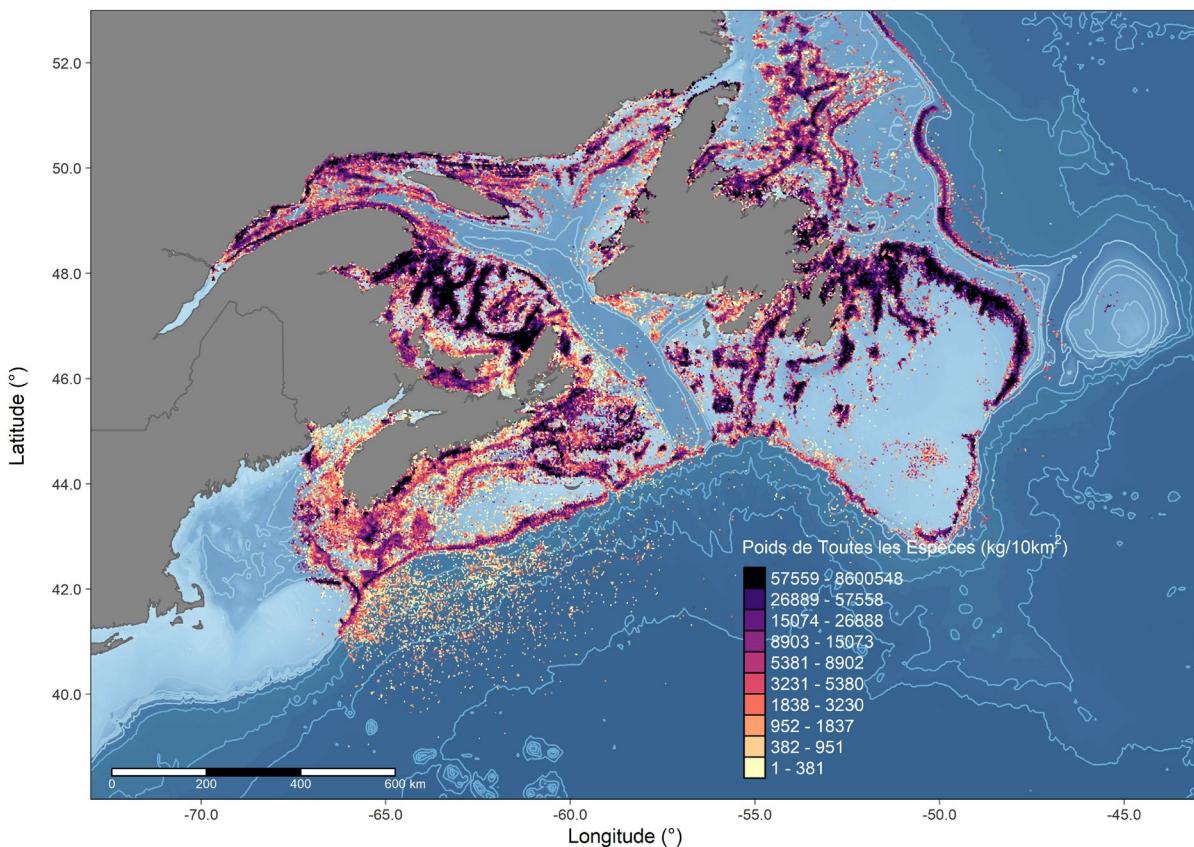


Figure 8. Débarquements des pêches commerciales à engins fixes de l'est du Canada, de 2012 à 2021. Les données proviennent des régions de Terre-Neuve-et-Labrador, des Maritimes, du Golfe, du Québec et de l'Arctique de Pêches et Océans Canada (MPO). La valeur de chaque cellule de grille correspond au total des débarquements de l'ensemble des espèces, en kilogrammes, de 2012 à 2021, dans une grille hexagonale de deux minutes (superficie d'environ 10 km²). Les données portent sur les poissons et les invertébrés capturés avec des engins de pêche fixes. Elles sont accessibles à partir du portail de données ouvertes du Canada (<https://ouvert.canada.ca/fr>).

Ce type de données n'est pas accessible pour toutes les pêches commerciales ni toutes les pêches à engins fixes aux États-Unis. Cependant, l'outil d'aide à la décision de la NOAA (Miller *et al.* 2024) contient des renseignements permettant d'examiner le risque d'empêtrement de la baleine noire de l'Atlantique Nord. Cet outil (Miller *et al.* 2024) est axé sur les pêches au filet maillant et au casier et leur répartition spatio-temporelle à une échelle mensuelle. La pêche au filet maillant est pratiquée tous les mois, tout comme la pêche au casier. Cependant, la densité des engins de pêche n'est pas aussi importante aux États-Unis, la majorité d'entre eux se trouvant dans le golfe du Maine pour la pêche au casier et dans les eaux supérieures du centre de l'Atlantique pour la pêche au filet maillant. Sur la base de ces deux couches de données d'entrée pour l'outil d'aide à la décision, nous avons évalué l'étendue géographique de la menace comme étant vaste et la fréquence de la menace comme étant continue dans la zone d'évaluation de l'Atlantique Nord-Ouest.

Types d'engins de pêche et empêtrements dans des engins

Il nous a été demandé d'évaluer les menaces associées à divers types d'engins de pêche fixes, notamment les casiers, les filets maillants, les lignes et hameçons, les palangres, les fascines, les installations d'aquaculture ainsi que les engins de pêche abandonnés, perdus ou rejetés. La plupart de nos analyses étaient fondées sur des publications contenant des estimations quantitatives des taux d'empêtrement et des taux de mortalité associés. Pour examiner et évaluer plus en détail les menaces que représentent les différents engins de pêche fixes, nous avons compilé les empêtrements de baleines noires de l'Atlantique Nord dans des engins de pêche (de 1988 à 2023, n = 213) mentionnés dans diverses sources (Cole *et al.* 2005, 2006, Moore *et al.* 2004, Pettis et Hamilton 2006, 2007, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, Nelson *et al.* 2007, Glass *et al.* 2008, 2009, 2010, 2011 2012, Pettis 2009, Henry *et al.* 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, Pettis *et al.* 2018a, 2018b, 2020, 2021, 2022, 2023, Morin *et al.* 2019, 2020, 2021, Sharp *et al.* 2019, DFO 2021, Henry 2022, Moise *et al.* 2022, 2023a, 2023b, MPO 2023a,b,c). Dans les empêtrements mentionnés dans les publications examinées ci-dessus, le type d'engin n'était pas précisé dans 55 % des cas et aucun engin n'était présent dans 29 % des cas. Ces mentions sont une sous-représentation des empêtrements connus pour la baleine noire de l'Atlantique Nord, car il existe 1 598 autres mentions d'empêtrements entre 1935 et 2021 dans la base de données anthropiques du North Atlantic Right Whale Consortium (NARWC 2024a). Nous ne présentons pas de données sur les types d'engins en cause dans les empêtrements, car elles n'ont pas été corrigées en fonction de l'effort de pêche et l'origine de la plupart de ces engins est inconnue. Les types généraux

d'engins sont les casiers, les filets maillants, les sennes et les fascines (piégeage), en plus des engins de pêche abandonnés, perdus ou rejetés. Des efforts ont été déployés au Canada et aux États-Unis afin qu'il y ait plus d'information sur les types d'engins en cause dans les empêtrements. Le MPO a mis en œuvre le marquage de tous les engins fixes non surveillés au Canada atlantique; ce marquage doit indiquer la région, la pêche et, pour les pêches du homard et du crabe seulement, la zone de pêche précise (MPO 2024). Les États-Unis ont également mis en œuvre le marquage des engins pour mieux comprendre où et comment les baleines noires de l'Atlantique Nord s'empêtront (NOAA 2024).

Nous avons abouti au même résultat pour la probabilité de réalisation et le niveau des répercussions pour tous les engins de pêche fixes, à l'exception des fascines (voir ci-dessous). La palangre n'a jamais été déclarée comme étant en cause dans un empêtrement de baleine noire de l'Atlantique Nord; cependant, tous les autres types d'engins l'ont été dans au moins un empêtrement. Compte tenu des renseignements limités sur les types d'engin en cause dans les empêtrements, il est difficile d'évaluer chaque type d'engin de façon indépendante.

Il existe très peu de renseignements spatio-temporels accessibles sur les pêches aux États-Unis, à l'exception des pêches au filet maillant et du homard au casier qui ont été présentées dans l'outil d'aide à la décision (Miller *et al.* 2024). Même les données présentées dans cet outil (Miller *et al.* 2024) ont nécessité d'importants efforts de modélisation pour la représentation de la répartition spatio-temporelle des pêches en question. Il existe quelques données sur la pêche du bar noir au casier qui est pratiquée au large du sud-est des États-Unis (Farmer *et al.* 2016), mais il n'y a généralement pas de données sur les distributions à l'échelle de l'aire de répartition par type d'engin. C'est la raison pour laquelle nous n'avons pas évalué la fréquence ni l'étendue géographique des menaces pour les pêches individuelles pratiquées dans la zone d'évaluation de l'Atlantique Nord-Ouest.

Menace 1.1.2 : Empêtrement dans des engins de pêche (casiers)

Les pêches au casier pratiquées dans la zone d'évaluation des eaux canadiennes ciblent plusieurs espèces, dont le crabe des neiges (*Chionoecetes opilio*), le crabe nordique (*Cancer borealis*), le crabe commun (*Cancer irroratus*), le crabe abyssal rouge (*Chaceon quinquedens*), le crabe-araignée (*Hyas araneus*), le homard d'Amérique (*Homarus americanus*), le buccin (*Buccinum undatum*) et la myxine du nord (*Myxine glutinosa*). Bien que ces pêches soient toutes pratiquées lors de saisons différentes dans différentes zones, au cours de la période allant de 2021 à 2023, il y a eu au moins une pêche au casier ouverte dans la zone d'évaluation des eaux canadiennes pendant tous les mois de l'année (données inédites du MPO). C'est la raison pour laquelle nous avons évalué la fréquence de la menace associée aux pêches au casier comme étant continue.

Menace 1.1.3 : Empêtrement dans des engins de pêche (filets maillants)

Des pêches au filet maillant sont pratiquées dans toutes les parties de la zone d'évaluation des eaux canadiennes. De 2021 à 2023, certaines zones de gestion des pêches au filet maillant sur le plateau néo-écossais et dans les eaux au large de Terre-Neuve-et-Labrador ont été ouvertes toute l'année. Dans le golfe du Saint-Laurent, la pêche au filet maillant est fermée de janvier à mars. Bien qu'il y ait des variations régionales concernant les périodes où la pêche au filet maillant est active, une partie de cette pêche est ouverte toute l'année dans la zone d'évaluation des eaux canadiennes. Nous avons donc évalué la fréquence de la menace des pêches au filet maillant comme étant continue.

Menace 1.1.4 : Empêtrement dans des engins de pêche (palangres ou lignes et hameçons)

Aucune palangre (ou ligne et hameçon) n'a été signalée dans les rapports d'empêtrement de baleine noire de l'Atlantique Nord. Cependant, des cas d'hameçonnage et d'empêtrement dans des cordages de palangre ont été signalés pour le rorqual à bosse (*Megaptera novaeangliae*) et la baleine grise (*Eschrichtius robustus*; Forney 2004, Lowry *et al.* 2018). Johnson et ses collaborateurs (2007) ont déclaré que la configuration et le déploiement des palangres présentaient un potentiel d'empêtrement. Nous avons donc attribué aux pêches à la palangre (ou à l'hameçon et à la ligne) le même niveau des répercussions que celui attribué aux pêches aux engins fixes.

Des pêches à la palangre sont pratiquées dans toutes les parties de la zone d'évaluation des eaux canadiennes. De 2021 à 2023, les zones de gestion des pêches à la palangre sur le plateau néo-écossais ont été ouvertes toute l'année. Dans le golfe du Saint-Laurent et les eaux au large de Terre-Neuve-et-Labrador, les pêches à la palangre sont fermées de novembre à mars. Bien qu'il y ait des variations régionales concernant le moment où les pêches à la palangre sont actives, dans la partie canadienne du plateau néo-écossais, les pêches sont ouvertes toute l'année. Nous avons donc évalué la fréquence de la menace associée aux pêches à la palangre comme étant continue.

Menace 1.1.5 : Piégeage dans des fascines

Des pêches à la fascine sont pratiquées dans la zone d'évaluation des eaux canadiennes et s'étendent jusque dans la zone d'évaluation de l'Atlantique Nord-Ouest. Des cas de baleines noires de l'Atlantique Nord piégées dans des fascines ont été signalés dans la zone d'évaluation des eaux canadiennes. Comme les baleines piégées peuvent généralement être libérées, nous avons évalué le niveau des répercussions de la menace associée au piégeage dans des fascines comme étant faible tant pour l'individu que pour la population. Étant donné que les pêches à la fascine sont pratiquées dans de très petites zones côtières, nous avons évalué l'étendue géographique de la menace comme étant limitée.

Menace 1.1.6 : Empêtrement dans des engins de pêche (aquaculture)

De grandes espèces de mysticètes, notamment la baleine noire du Pacifique Nord (*Eubalaena japonica*), la baleine noire australe, le rorqual à bosse, le petit rorqual (*Balaenoptera acutorostrata*) et le rorqual de Bryde (*Balaenoptera edeni*), se sont empêtrées dans des engins d'aquaculture (Bath *et al.* 2023 et références qui y sont citées). Il est raisonnable de s'attendre à ce que la baleine noire de l'Atlantique Nord puisse également s'empêtrer dans divers engins d'aquaculture et que les répercussions pour l'individu soient semblables à celles des autres engins de pêche. La majorité des sites aquacoles dans la zone d'évaluation des eaux canadiennes se trouvent dans des eaux côtières et y occupent une superficie très limitée (Pinchin 2023); nous avons donc évalué l'étendue géographique de la menace que représente l'aquaculture comme étant limitée.

Menace 1.1.7 : Engins de pêche abandonnés, perdus ou rejetés

Les engins de pêche abandonnés, perdus ou rejetés peuvent constituer un risque d'empêtrement pour les cétacés. En 2018, dans le golfe du Saint-Laurent, une baleine noire de l'Atlantique Nord (EgNo 4504) a été découverte morte et empêtrée dans le cordage d'âge/état variable d'un vieux casier (Daoust *et al.* 2018). Il n'a alors pas été possible de déterminer si l'engin était utilisé activement pour la pêche ou s'il avait été abandonné. Depuis 2018, au moins quatre baleines noires de l'Atlantique Nord (EgNo 1226, 3812, 4545 et 4615) se sont empêtrées dans des engins de pêche dans le golfe du Saint-Laurent après la saison de pêche.

Depuis 2020, tous les pêcheurs commerciaux au Canada sont obligés de déclarer les engins de pêche perdus au MPO. Entre 2020 et 2024, il y a eu 19 841 déclarations d'engins perdus (une déclaration pouvait inclure plusieurs unités d'engins) dans les régions du Québec, du Golfe, de Terre-Neuve-et-Labrador et des Maritimes du MPO, correspondant à 75 792 unités d'engins; moins de la moitié (49 %) de ces engins ont été récupérés (MPO 2025). Les déclarations dans les eaux canadiennes provenaient majoritairement de la pêche du homard (71 %), suivies de la pêche du crabe (27 %; crabe des neiges, crabe commun, crabe de Dungeness [*Metacarcinus magister*], MPO 2025). Étant donné que des engins sont déclarés perdus dans l'ensemble de la zone d'évaluation des eaux canadiennes (Figure 9) et que des pêches sont pratiquées tout au long de l'année dans toutes les zones, nous évaluons la menace liée à la pêche par engin fantôme comme étant vaste pour ce qui est de son étendue géographique et continue pour ce qui est de sa fréquence.

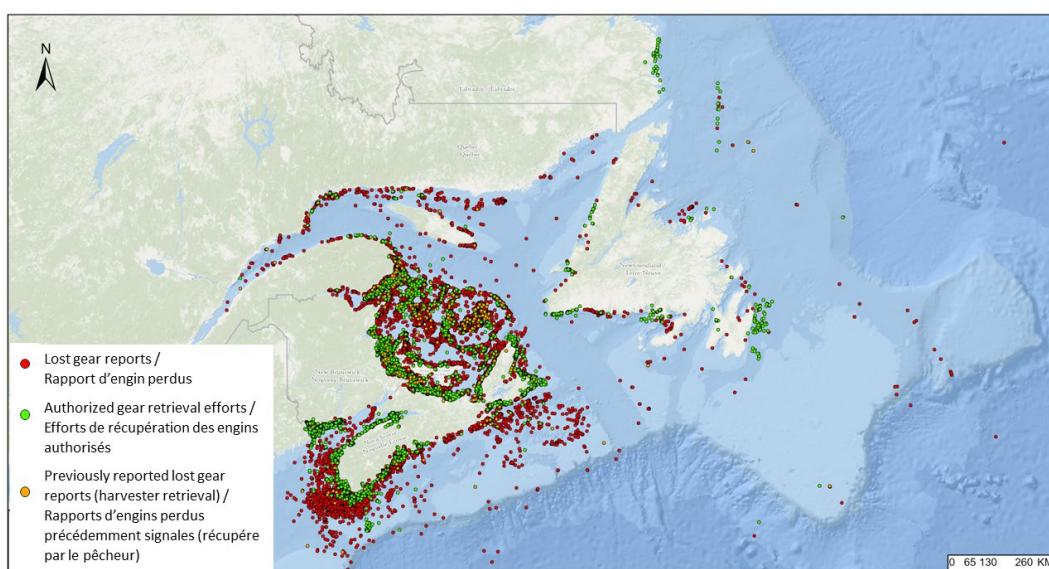


Figure 9. Emplacements des engins de pêche perdus (points rouges) et récupérés (points verts) sur la côte atlantique du 1^{er} janvier 2020 au 31 octobre 2024; chaque point peut représenter plusieurs unités d'engins. Cette figure a été préparée par le centre d'expertise sur les mammifères marins de l'Atlantique, région du Golfe, Pêches et Océans Canada (MPO). Elle est accessible à l'adresse suivante : <https://www.dfo-mpo.gc.ca/fisheries-peches/management-gestion/ghostgear-equipementfantome/reporting-declaration-fra.html>

CATEGORIE DE MENACE 2 : TRAFIC MARITIME

Menace 2.1.1 : Collisions avec des navires

Les collisions avec des navires sont l'une des principales causes de mortalité chez l'espèce; en effet, il s'agissait de la cause présumée de la mort de 47 % et 42 % des baleines noires de l'Atlantique Nord nécropsiées entre 1970 et 2003 (Moore *et al.* 2004) et entre 2003 et 2018 (Sharp *et al.* 2019), respectivement. Sur une base individuelle, il est observé que la baleine noire de l'Atlantique Nord est frappée par des navires plus souvent que toute autre espèce de grande baleine (Vanderlaan et Taggart 2007). Les collisions avec des navires peuvent provoquer des traumatismes fermés ou ouverts. Un traumatisme ouvert se produit lorsque des protubérances sous-marines entrent en contact avec une baleine, tandis qu'un traumatisme fermé se produit lorsqu'une baleine est frappée par la coque d'un navire (Campbell-Malone *et al.* 2008). Les collisions avec des navires peuvent entraîner la mort, des blessures graves et des effets sublétaux, tels que des lésions peu profondes ou superficielles (Moore *et al.* 2021).

Les collisions avec des navires ne sont pas toutes observées à l'endroit où elles se produisent; il est déjà arrivé que des navires se rendent à un port avec une baleine morte sur la proue à l'insu des exploitants (Laist *et al.* 2001). De plus, certaines blessures ne sont détectées que par la documentation photographique des individus. Il est possible qu'un traumatisme fermé causé par une collision avec un navire n'entraîne pas la mort immédiate d'une baleine. Par exemple, il y a eu un cas où le début de la guérison d'une fracture a été constaté (Campbell-Malone *et al.* 2008), indiquant que la baleine avait survécu pendant un certain temps après la collision. Cette baleine s'est peut-être déplacée sur une distance considérable avant de succomber à ses blessures et, par conséquent, l'emplacement de la carcasse récupérée n'était peut-être pas près de l'endroit où le traumatisme initial s'était produit. Si les statistiques sur la menace associée aux collisions avec des navires sont évaluées par région seulement, il est possible que les véritables répercussions sur cette espèce transfrontalière ne soient pas représentées avec exactitude. Nous avons donc évalué la probabilité de réalisation et le niveau des répercussions pour la zone d'évaluation de l'Atlantique Nord-Ouest, et nous avons présumé une uniformité dans l'ensemble des zones d'évaluation.

Lors de l'estimation du risque de collisions avec des navires (p. ex. Vanderlaan et Taggart 2009, Nichol *et al.* 2017, Stepanuk *et al.* 2021, Rockwood *et al.* 2021, Redfern *et al.* 2024, Bloudin *et al.* 2025) et de la gestion de cette menace, l'accent a été mis sur les grands navires (Schoeman *et al.* 2020). Cependant, même les navires d'une longueur inférieure à 15 mètres peuvent causer des blessures mortelles aux cétacés lorsqu'ils se déplacent à grande vitesse (Ritter 2012). Des navires de toutes les catégories de tailles (petits, motorisés ou non [moins de 15 mètres]; moyens, motorisés ou non [entre 15 et 30 mètres]; moyens et grands, motorisés [entre 30 et 80 mètres]; très grands, motorisés [plus de 80 mètres]) ont été documentés comme étant en cause dans des collisions avec des animaux marins (Schoeman *et al.* 2020), et les efforts de modélisation déployés ont révélé que les navires de toutes les tailles peuvent générer des forces suffisantes pour causer des blessures mortelles à la baleine noire de l'Atlantique Nord (Kelley *et al.* 2021). Lors de l'examen de l'étendue géographique et de la fréquence de la menace associée aux collisions avec des navires, nous avons mis l'accent sur les sources publiées de données provenant du système d'identification automatique (SIA), car elles sont facilement accessibles; cependant, ces données sous-représentent les petits navires (moins de 300 tonneaux de jauge brute), car elles ne sont pas requises en vertu de la Convention internationale pour la sauvegarde de la vie humaine en mer de l'Organisation maritime internationale. Par conséquent, l'information utilisée pour l'évaluation de l'étendue géographique et de la fréquence de la menace est une estimation minimale de la répartition spatio-temporelle du trafic maritime dans la zone d'évaluation des eaux canadiennes et la zone d'évaluation de l'Atlantique Nord-Ouest.

Probabilité de réalisation : Connue

Les premiers signalements de collisions mortelles de grandes baleines avec des navires remontent à la fin des années 1800, et la baleine noire de l'Atlantique Nord figure couramment dans ces signalements (Laist *et al.* 2001). Depuis 1990, il y a eu un maximum de huit collisions avec des baleines noires de l'Atlantique Nord au cours d'une seule année (2011), et 1990 est la seule année où aucune collision avec des navires n'a été observée pour cette espèce (Figure 10). Il y a une variabilité interannuelle considérable dans le nombre d'observations de baleines noires de l'Atlantique Nord heurtées par des navires entre 1990 et 2023. En utilisant les méthodes de Webster pour détecter les discontinuités sur l'ensemble de la série chronologique (de 1972 à 2023), nous avons estimé qu'il y a eu six périodes depuis 1990 où le nombre de collisions avec des navires a été stationnaire (Tableau 3, Figure 10). Le nombre annuel moyen de collisions avec des navires au cours de chacune de ces périodes variait de 1,50 ($\pm 0,71$) à 5,50 ($\pm 2,08$). En utilisant le taux de collision annuel observé au cours de chacune des six périodes, nous avons estimé la probabilité qu'au moins une collision se produise au

cours de chaque période (Tableau 3). À l'exception de la dernière période (de 2021 à 2023), la probabilité d'observer au moins une collision avec un navire par année était supérieure à 0,8. Si nous faisons la moyenne de ces probabilités sur l'ensemble des périodes, la probabilité moyenne d'observer au moins une collision avec un navire par année est de 0,9. Bien qu'il y ait une variation interannuelle considérable (Figure 10), nous évaluons la probabilité de réalisation de la menace associée aux collisions avec des navires dans la zone d'évaluation de l'Atlantique Nord-Ouest comme étant connue, avec une probabilité de 0,9 qu'au moins une collision avec un navire se produise chaque année au cours des 100 prochaines années. D'après la fonction de densité des probabilités pour chacune des six périodes examinées, il est probable que plus d'une collision avec un navire sera observée chaque année dans la zone d'évaluation de l'Atlantique Nord-Ouest au cours des 100 prochaines années (Figure 11).

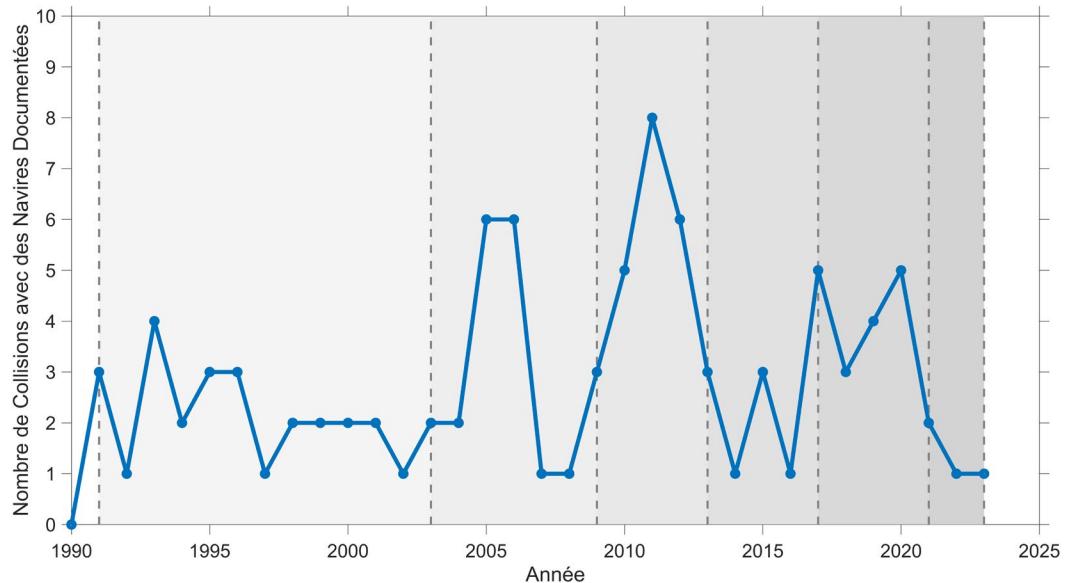


Figure 10. Nombre de collisions entre des baleines noires de l'Atlantique Nord et des navires (de 1990 à 2023) documentées dans toute l'aire de répartition de l'espèce dans l'océan Atlantique Nord-Ouest (les données ont été extraites de Best et al. 2001, Laist et al. 2001, Jensen et Silber 2003, Moore et al. 2004, Cole et al. 2005, 2006, Nelson et al. 2007, Glass et al. 2008, 2009, 2010, 2011, Henry et al. 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, Sharp et al. 2019, Pettis et al. 2021, 2022). Les lignes verticales et les zones ombragées en gris représentent les six périodes pendant lesquelles le nombre de collisions documentées entre des baleines noires de l'Atlantique Nord et des navires a été estimé comme étant stationnaire à l'aide des méthodes de Webster pour la détection des discontinuités avec une largeur de fenêtre de lissage de 4 + 4 et $\alpha = 0,1$.

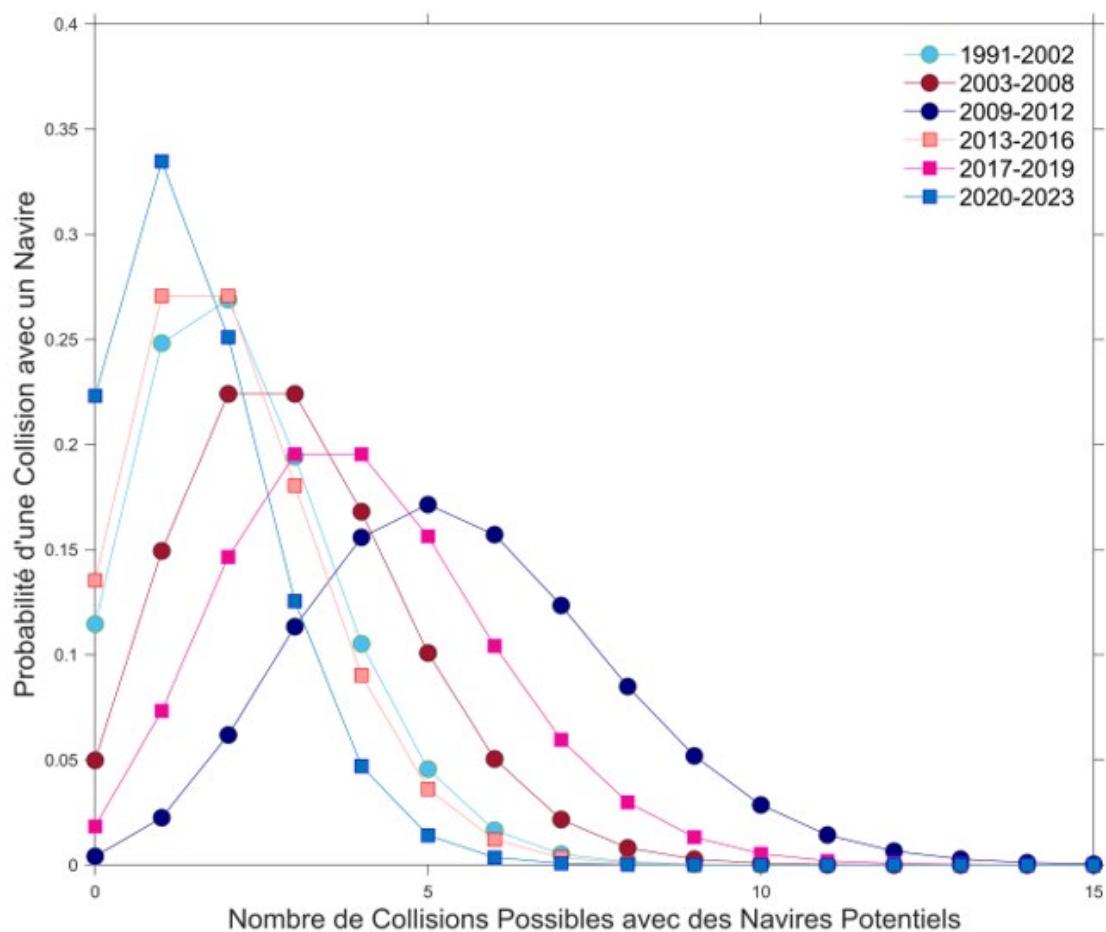


Figure 11. Fonctions de densité des probabilités annuelles de collisions avec des navires, fondées sur les six périodes entre 1991 et 2023 au cours desquelles le nombre documenté de collisions entre des baleines noires de l'Atlantique Nord et des navires a été estimé comme étant stationnaire à l'aide des méthodes de Webster pour la détection des discontinuités avec une largeur de fenêtre de lissage de $4 + 4$ et $\alpha = 0,1$.

Tableau 3. Le taux annuel moyen de collisions avec des navires et écart-type connexe pour les six périodes entre 1991 et 2023 au cours desquelles le nombre de collisions documentées entre des baleines noires de l'Atlantique Nord et des navires a été estimé comme étant stationnaire à l'aide des méthodes de Webster pour la détection des discontinuités. La probabilité (P) qu'au moins une collision avec un navire se produise au cours d'une année pendant cette période est également présentée.

Période	Taux annuel moyen de collisions avec des navires	Écart-type du taux annuel de collisions avec des navires	P (au moins une collision avec un navire)
De 1991 à 2002	2,17	0,94	0,885
De 2003 à 2008	3,00	2,37	0,950
De 2009 à 2012	5,50	2,08	0,996
De 2013 à 2016	2,00	1,15	0,865
De 2017 à 2019	4,00	1,00	0,981
De 2020 à 2023	1,50	0,71	0,777

Niveau des répercussions pour l'individu : Extrême

Entre 1990 et 2023, il y a eu 49 mortalités et blessures graves confirmées de baleines noires de l'Atlantique Nord attribuées à des collisions avec des navires (Best *et al.* 2001, Laist *et al.* 2001, Jensen et Silber 2003, Moore *et al.* 2004, Cole *et al.* 2005, 2006, Nelson *et al.* 2007, Glass *et al.*

2008, 2009, 2010, 2011, Henry *et al.* 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, Sharp *et al.* 2019, Pettis *et al.* 2021, 2022, Pettis et Hamilton 2024). Selon le type de blessure (traumatisme ouvert superficiel, peu profond ou profond ou traumatisme fermé), la gravité des répercussions des collisions avec des navires sur la santé, la survie et la reproduction de l'espèce peut varier (Pirotta *et al.* 2023). Par exemple, une baleine noire de l'Atlantique Nord (EgNo 2143, « Lucky ») s'est rétablie d'une collision avec un navire survenue lorsqu'elle était un baleineau, mais elle est morte 14 ans plus tard lors de sa première grossesse en raison de la réouverture d'une plaie due à la pression abdominale accrue causée par le fœtus en croissance; il en a résulté la formation d'un abcès et une septicémie présumée qui ont entraîné la mort de la baleine et du fœtus à terme (Sharp *et al.* 2019). En raison des nombreuses répercussions que les collisions avec des navires peuvent avoir sur la baleine noire de l'Atlantique Nord, nous avons évalué le niveau des répercussions pour l'individu comme étant extrême avec une certitude causale très élevée.

Niveau des répercussions pour la population : Élevé

Les collisions avec des navires sont l'une des principales causes de mortalité pour la population de baleines noires de l'Atlantique Nord (Moore *et al.* 2004, Sharp *et al.* 2019). Le nombre de collisions avec des navires et de blessures graves observées par année entre 1990 et 2023 variait entre un et cinq (figure 10). À l'aide des méthodes de Webster pour détecter les discontinuités, nous avons estimé qu'il y a eu cinq périodes entre 1990 et 2023 au cours desquelles le nombre de mortalités et de blessures graves attribuables à des collisions avec des navires avait été stationnaire (Figure 12 et Tableau 4). Le taux annuel moyen de mortalité et de blessures graves causées par des collisions avec des navires au cours de chacune de ces périodes variait entre 0,63 ($\pm 1,07$) et 3,33 ($\pm 1,53$, Tableau 4). Pour estimer le nombre prévu de mortalités attribuables à des collisions avec des navires sur trois générations, nous avons multiplié par 100 ans la moyenne des taux annuels de mortalité causée par des collisions avec des navires pour les cinq périodes. Sur trois générations, nous nous attendons à 172 mortalités et blessures graves causées par des collisions avec des navires. D'après la taille de la population estimée à 372 individus en 2023 (Linden 2024) et l'hypothèse selon laquelle il n'y aura pas de changements importants dans la population au fil du temps, ce nombre de mortalités et de blessures graves correspond à un niveau des répercussions élevé pour la population, avec une certitude causale très élevée.

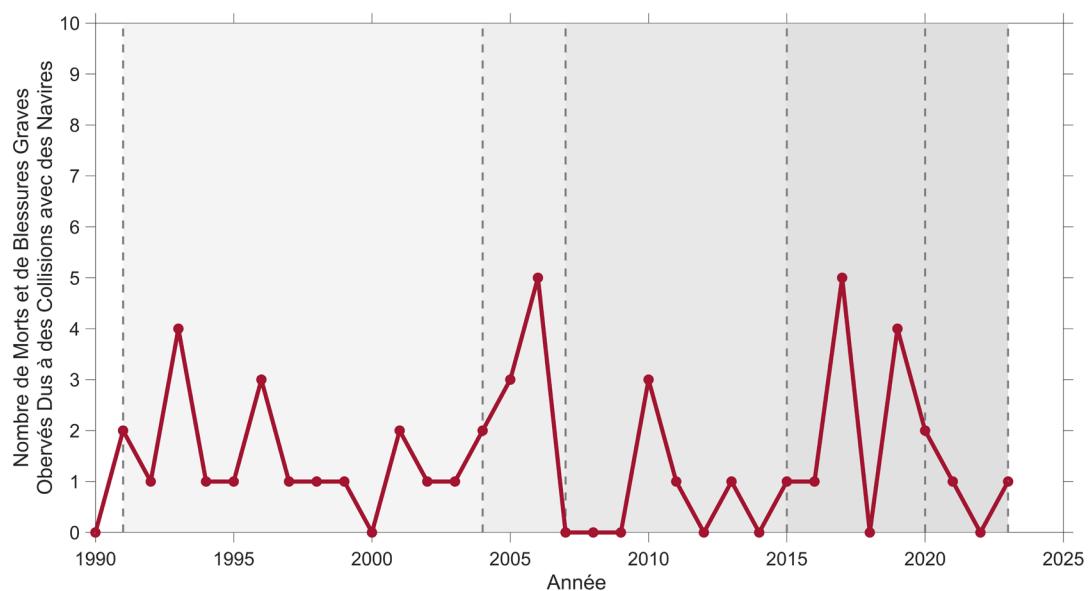


Figure 12. Nombre de collisions avec des navires et de blessures graves observées chez la baleine noire de l'Atlantique Nord (de 1990 à 2023) dans l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce dans l'Atlantique Nord-Ouest (les données ont été extraites de Best *et al.* 2001, Laist *et al.* 2001, Jensen et Silber 2003, Moore *et al.* 2004, Cole *et al.* 2005, 2006, Nelson *et al.* 2007, Glass *et al.* 2008, 2009, 2010, 2011, Henry *et al.* 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, Sharp *et al.* 2019, Pettis *et al.* 2021, 2022). Les lignes verticales et les zones ombragées en gris représentent les cinq périodes pendant lesquelles le nombre de mortalités et de blessures graves observées ayant été causées par des collisions avec des navires chez la baleine noire de l'Atlantique Nord a été estimé comme étant stationnaire à l'aide des méthodes de Webster pour la détection des discontinuités avec une largeur de fenêtre de lissage de 3 + 3 et $\alpha = 0,1$.

Tableau 4 : Taux annuel moyen de mortalités et de blessures graves causées par des collisions avec des navires pour la baleine noire de l'Atlantique Nord et écart-type connexe pendant cinq périodes entre 1990 et 2023. Au cours de chaque période, le nombre de mortalités et de blessures graves observées attribuables à des collisions avec des navires a été estimé comme étant stationnaire à l'aide des méthodes de Webster pour la détection des discontinuités avec une fenêtre de lissage de 3 + 3 et $\alpha = 0,1$.

Période	Taux annuel moyen de mortalités et de blessures graves attribuables à des collisions avec des navires	Écart-type du taux annuel de mortalités et de blessures graves attribuables à des collisions avec des navires
De 1991 à 2003	1,46	1,05
De 2004 à 2006	3,33	1,53
De 2007 à 2014	0,63	1,07
De 2015 à 2020	2,20	2,17
De 2021 à 2023	1,00	0,82

Fréquence de la menace : Continue

Même si le trafic maritime varie selon le mois et la saison (Simard *et al.* 2014, Veinot *et al.* 2023, Redfern *et al.* 2024), des navires sont présents toute l'année dans la zone d'évaluation des eaux canadiennes et la zone d'évaluation de l'Atlantique Nord-Ouest. Le trafic maritime (mesuré comme la somme des distances parcourues par les navires) dans l'habitat principal de la baleine noire de l'Atlantique Nord dans la zone d'évaluation de l'Atlantique Nord-Ouest est le plus élevé en juillet et le plus faible en février; cela dit, il n'est jamais inférieur à 2 000 km/1 000 km par grille de 10 km sur 10 km (Redfern *et al.* 2024). Nous avons donc évalué la fréquence de la menace associée aux collisions avec des navires comme étant continue.

Étendue géographique de la menace : Considérable

Des navires sont présents dans l'ensemble de l'aire de répartition de la baleine noire de l'Atlantique Nord, tant dans la zone d'évaluation des eaux canadiennes (Figure 13, Simard *et al.* 2014, Veinot *et al.* 2023) que dans la zone d'évaluation de l'Atlantique Nord-Ouest (Vanderlaan *et al.* 2009, Crum *et al.* 2019, Garrison *et al.* 2022, Redfern *et al.* 2024). Des voies de navigation courantes (c'est-à-dire des trajets, routes ou couloirs dans l'océan qui sont parcourus par les navires entre un ou plusieurs emplacements géographiques; voir Vanderlaan *et al.* 2009) sont présentes dans toute la zone d'évaluation des eaux canadiennes; certaines d'entre elles sont empruntées par 10 navires ou plus par jour et par kilomètre carré. Des voies de navigation similaires sont observées le long de la côte est des États-Unis, la majeure partie des zones côtières du centre de l'Atlantique affichant entre 10 001 et 497 971 kilomètres parcourus par des navires par cellule de grille de 1 000 km² en 2019 (voir la figure 1 dans Redfern *et al.* 2024). Dans une étude mondiale sur le risque de collision avec un navire, 91,5 % des cellules de grille faisant partie de l'aire de répartition du rorqual bleu (*Balaenoptera musculus*), du rorqual commun (*Balaenoptera physalus*), du rorqual à bosse ou du grand cachalot (*Physeter macrocephalus*) affichaient aussi la présence de grands navires (Nisi *et al.* 2024). Nous avons donc évalué la portée géographique de la menace associée aux collisions avec des navires pour la baleine noire de l'Atlantique Nord comme étant considérable.

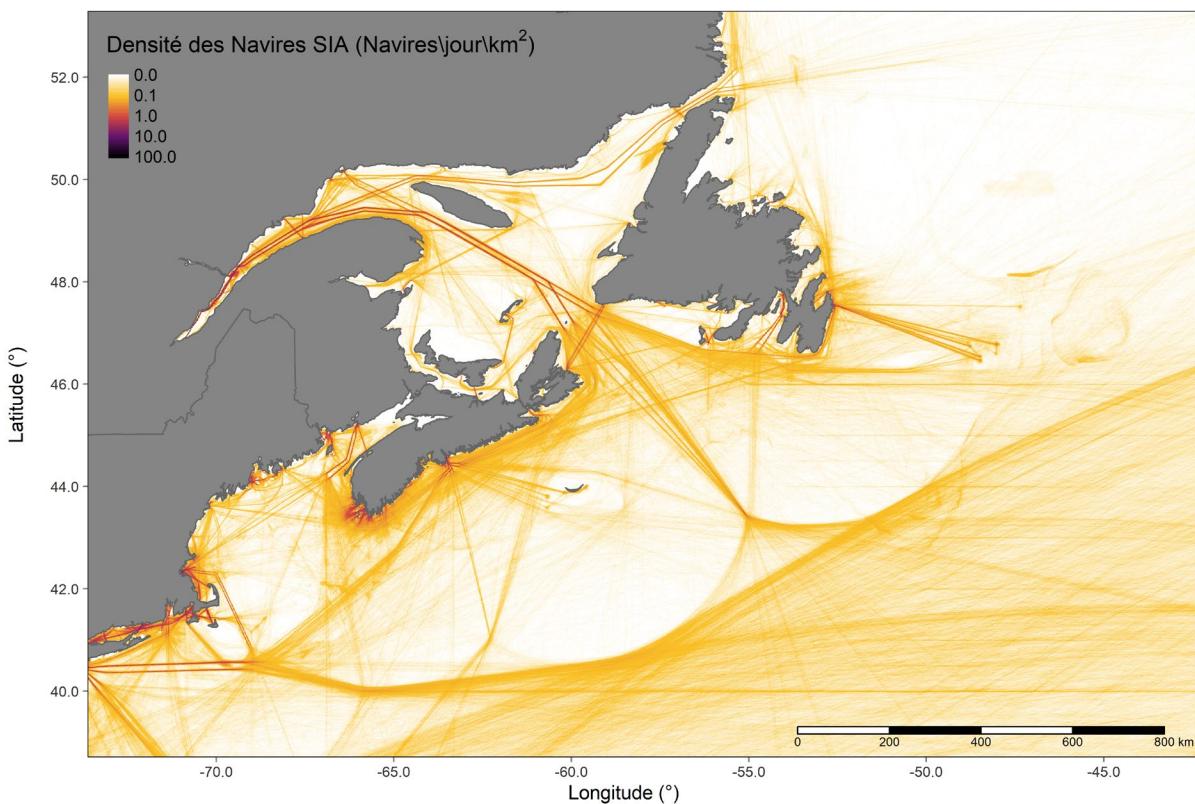


Figure 13. Carte de la densité des navires de toutes les catégories en 2019, fondée sur les données du système d'identification automatique (SIA) provenant des récepteurs satellitaires et terrestres (données extraites de Veinot et al. 2023).

Menace 2.1.2 : Perturbations attribuables à la présence de navires et pollution sonore causée par les navires

Dans le programme de rétablissement de la baleine noire de l'Atlantique Nord de 2014, la présence de navires et les perturbations acoustiques ont été recensées comme des menaces pour l'espèce (MPO 2014a). De nombreuses études ne font pas de distinction entre la présence de navires et le bruit qu'ils produisent (Erbe et al. 2019), car il est souvent difficile d'attribuer la réaction d'une baleine à l'une ou l'autre de ces menaces (cela dit, voir Pirotta et al. 2015). Des expériences d'exposition contrôlée fondées sur l'utilisation d'enregistrements (p. ex. Nowacek et al. 2004, Southall et al. 2019) pourraient permettre une meilleure différenciation en vue de déterminer la source des répercussions; cependant, il n'est pas toujours possible d'étudier la baleine noire de l'Atlantique Nord de cette manière. Nous avons donc combiné ces deux menaces.

Probabilité de réalisation : Connue (zone d'évaluation des eaux canadiennes et zone d'évaluation de l'Atlantique Nord-Ouest)

Les perturbations attribuables à la présence de navires et la pollution sonore causée par ces derniers sont le résultat du trafic maritime présent dans toutes les zones d'évaluation (voir ci-dessus). De plus, la flotte mondiale de navires a considérablement augmenté depuis les années 1970 (Vanderlaan et al. 2009, UNCTAD 2023). Cette augmentation du nombre de navires dans la flotte mondiale se traduit par une augmentation simultanée des niveaux de bruit de basses fréquences dans les océans du monde (Erbe et al. 2019). Au cours des 50 dernières années, par exemple, il est estimé que le bruit de basses fréquences a été multiplié par 32 le long des principales voies de navigation en raison de l'augmentation de la navigation (Duarte et al. 2021 et références qui y sont citées). Dans certaines régions, il y a eu une augmentation absolue du bruit de 15 à 20 dB au cours des 50 à 60 dernières années en raison de l'augmentation du bruit de basses fréquences produit par les navires (Possenti et al. 2024 et références qui y sont citées). Compte tenu des tendances à la hausse de la flotte mondiale et du bruit de basses fréquences produit par le transport maritime, la probabilité de réalisation a été évaluée comme étant connue.

Niveau des répercussions pour l'individu : Faible

La pollution sonore causée par les navires a été liée à des perturbations pour la baleine noire de l'Atlantique Nord, et il a été démontré qu'elle réduit la distance sur laquelle les individus peuvent communiquer entre eux en raison du masquage auditif (Hatch et al. 2012, Cholewiak et al. 2018, Matthews et Parks 2021). Il a aussi été démontré que les baleines noires de l'Atlantique Nord modifient leur comportement dans des environnements bruyants (en raison du trafic maritime) en augmentant la fréquence et l'amplitude de leurs vocalisations de contact à modulation ascendante (Tennessen et Parks 2016). Ce changement a été positivement attribué

au bruit des navires par la comparaison de vocalisations contemporaines de l'espèce à des vocalisations enregistrées par le passé lorsque les niveaux de bruit étaient plus faibles, à des vocalisations de baleines noires de l'Atlantique Nord exposées à des conditions de bruit plus faible et à des vocalisations de baleines noires australes dans des habitats plus calmes (Matthews et Parks 2021). En outre, une réduction des niveaux d'hormones de stress a été observée chez des baleines noires de l'Atlantique Nord en réponse à la diminution du trafic maritime quotidien (Rolland *et al.* 2012). Nowacek et ses collaborateurs (2004) ont constaté que la baleine noire de l'Atlantique Nord ne modifiait pas son comportement de plongée en réaction au bruit des navires, mais qu'elle réagissait à un signal d'alerte en nageant « fortement » jusqu'à la surface. Il a été démontré que les navires d'observation des baleines causent des perturbations et du harcèlement (diminution importante de la proportion de temps de repos) pour la baleine noire austral (Sprogis *et al.* 2023), mais personne ne sait avec certitude si ces répercussions étaient attribuables à la présence de navires ou au bruit qu'ils produisent. Il a également été démontré que le bruit des navires perturbe le comportement de recherche de nourriture d'autres mysticètes (Blair *et al.* 2016). Compte tenu de la perturbation observée chez la baleine noire austral et d'autres mysticètes causée par la présence de navires ou le bruit qu'ils produisent ainsi que des changements dans le comportement et les niveaux de stress de la baleine noire de l'Atlantique Nord, le niveau des répercussions pour l'individu a été évalué comme étant faible avec une cote de certitude causale élevée.

Niveau des répercussions pour la population : Inconnu

Aucune étude n'a démontré que la pollution sonore engendrée par les navires ou la présence de ces derniers avait causé la mort de baleines noires de l'Atlantique Nord. La réduction de la portée de communication attribuable au bruit des navires pourrait réduire les contacts entre les individus et entraver leur capacité à trouver des partenaires d'accouplement potentiels (Parks et Tyack 2005, Parks *et al.* 2005, Parks *et al.* 2011, Matthews et Parks 2021). Cependant, personne ne sait si la pollution sonore causée par les navires ou la présence de ces derniers mettra en péril la survie ou le rétablissement de la population et, par conséquent, le niveau des répercussions de cette menace pour la population a été évalué comme étant inconnu.

Certitude causale : Élevée et inconnue

Certaines données permettent d'évaluer le niveau des répercussions de cette menace pour l'individu, tant pour la baleine noire de l'Atlantique Nord que pour d'autres espèces de mysticètes; par conséquent, la certitude causale au niveau de l'individu a été évaluée comme étant élevée. Cependant, il existe peu de renseignements permettant d'évaluer le niveau des répercussions pour la population; la certitude causale au niveau de la population a été donc évaluée comme étant inconnue.

Fréquence de la menace continue et entendue géographique de la menace considérable

Comme la menace associée à la présence de navires et à la pollution sonore causée par ces derniers est liée au trafic maritime, nous avons utilisé la même justification que pour les collisions avec des navires (ci-dessus) et évalué la fréquence de la menace comme étant continue et l'étendue géographique de la menace comme étant considérable.

CATEGORIE DE MENACE 3 : POLLUTION

Sous-catégorie 3.1 : Pollution sonore

Le son est un moyen efficace de propager de l'énergie dans l'océan, et les mammifères marins ont évolué de manière à l'utiliser efficacement. Par exemple, les mysticètes utilisent des signaux acoustiques de longue portée pour communiquer en vue de l'accouplement et entretenir des liens sociaux, et certaines espèces de mysticètes produisent des chants complexes qui durent des heures, voire des jours (Hildebrand 2005). Les sons introduits par l'humain dans l'océan peuvent avoir des effets négatifs sur les mammifères marins (Hildebrand 2005), comme modifier leur comportement et accroître leur stress; ils peuvent aussi empêcher la communication chez les grandes baleines (Hatch *et al.* 2008, 2012, Madsen *et al.* 2006, Van Parijs *et al.* 2021). Une étude de modélisation portant sur les répercussions de paysages sonores sur les habitudes migratoires de mysticètes a révélé que la pollution sonore pourrait également rendre certaines voies migratoires inaccessibles (Johnston et Painter 2024). La pollution sonore dans les océans augmente en raison d'activités naturelles et anthropiques (Chahouri *et al.* 2022) qui ont des effets divers sur les cétacés. Lors de l'évaluation des répercussions de la pollution sonore, nous nous sommes concentrés sur les données et l'information provenant de mysticètes, car différents groupes de cétacés présentent des profils de réponse variables à des sources sonores précises en fonction de leurs capacités auditives (Gomez *et al.* 2016).

La pollution sonore d'origine anthropique provient généralement de deux sources principales : les bruits impulsifs, comme ceux produits lors des levés sismiques (canons à air), du battage de

pieux et de l'utilisation de sonars militaires (caractérisés par une pression acoustique maximale élevée, une durée courte, un temps de montée rapide et un large spectre de fréquences), et les bruits non impulsifs d'état stable, comme ceux générés par les navires en marche (NMFS 2016). Il a été démontré que les activités sismiques et les navires en marche perturbent le comportement et les déplacements normaux des cétacés (Richardson *et al.* 1995). Nous avons évalué les menaces associées à la pollution sonore générée par les levés sismiques (canons à air), l'utilisation de technologies acoustiques actives et l'utilisation de sonars militaires actifs dans la gamme de fréquences moyennes. La pollution sonore générée par le battage de pieux, les opérations de forage et les navires en marche est prise en compte ailleurs dans l'évaluation des menaces.

Menace 3.1.1 : Levés sismiques (canons à air)

Les canons à air utilisés lors des levés sismiques sont un outil fondamental pour l'exploration des caractéristiques géophysiques, comme les réserves de pétrole et de gaz sous le fond marin. Les canons à air sont les sources de bruit les plus couramment utilisées (Affatati et Camerlenghi 2023); ils produisent des ondes sonores à partir de sources d'air comprimé qui pénètrent le plancher océanique (Nelms *et al.* 2016). Les levés à passage unique sont désignés comme des levés bidimensionnels, tandis que les levés à plusieurs passages ou effectués au moyen de plusieurs navires utilisés en même temps pendant des jours ou des semaines sont désignés comme des relevés tridimensionnels (Affatati et Camerlenghi 2023). Les levés sismiques (canons à air) sont préoccupants en ce qui concerne la baleine noire de l'Atlantique Nord parce que leur niveau à la source est élevé et que les sommets du spectre de puissance coïncident avec le champ auditif de l'espèce (Nowacek *et al.* 2007, Matthews et Parks 2021, Thorne et Wiley 2024).

Probabilité de réalisation : Connue

Des levés sismiques, à balayage latéral et bathymétriques (à fréquences faibles ou non) ont été effectués dans l'ensemble de la zone d'évaluation des eaux canadiennes depuis les années 1960, notamment dans les zones désignées comme des habitats essentiels de la baleine noire de l'Atlantique Nord (Répertoire de données sismiques maritimes nationales de la Commission géologique du Canada, figure 5). Des levés sismiques bidimensionnels ont également été effectués dans la zone d'évaluation de l'Atlantique Nord-Ouest depuis les années 1960 (figure 14, Triezenberg *et al.* 2016), principalement le long du plateau continental et de son rebord au large de la côte est des États-Unis. Étant donné que le bruit généré par ces levés peut se propager sur de longues distances (c'est-à-dire des milliers de kilomètres; des rapports indiquent effectivement que des canons à air ont été entendus à près de 4 000 km d'un navire de levé, Nieuwirk *et al.* 2012), les baleines noires de l'Atlantique Nord pourraient être touchées le long de leurs couloirs de migration ainsi que dans leurs aires d'alimentation et de mise bas. Étant donné que les levés sismiques sont effectués depuis plus de 60 ans et qu'ils sont susceptibles de se poursuivre, la probabilité de réalisation de la menace a été évaluée comme étant connue.

Niveau des répercussions pour l'individu : Moyen

La pollution sonore provenant des levés sismiques peut toucher une variété de cétacés et provoquer un masquage de vocalisations, un déplacement d'habitat, des réponses comportementales, des changements dans les répertoires acoustiques, un stress chronique et des dommages auditifs potentiels (Nowacek *et al.* 2015, Hatch *et al.* 2012, Tennesen et Parks 2016, Affatati et Camerlenghi 2023). Des changements dans les profils de respiration et de déplacement, un comportement d'évitement et l'arrêt des vocalisations ont tous été observés chez la baleine boréale (*Balaena mysticetus*, Richardson *et al.* 1999, Blackwell *et al.* 2013, Robertson *et al.* 2013). Des changements dans les vocalisations ont été observés chez le rorqual à bosse (Cerchio *et al.* 2014) et le rorqual commun (Castellote *et al.* 2012). Une analyse documentaire systématique des effets des levés sismiques marins sur la faune en liberté a révélé qu'aucune étude ne portait sur la baleine noire de l'Atlantique Nord (Affatati et Camerlenghi 2023). En nous fondant sur les renseignements concernant d'autres mysticètes, nous avons donc évalué le niveau des répercussions de la menace pour l'individu comme étant moyen avec une certitude causale moyenne.

Niveau des répercussions pour la population : Inconnu

Nous n'avons pas assez d'information sur la baleine noire de l'Atlantique Nord afin d'évaluer le niveau des répercussions pour la population, et l'information requise afin d'estimer les paramètres nécessaires à la détermination des conséquences des activités sismiques pour la population n'est pas accessible pour les grands mysticètes (Harwood *et al.* 2016). Nous avons donc évalué le niveau des répercussions pour la population comme étant inconnu avec une certitude causale inconnue.

Fréquence de la menace : Récurrente (zone d'évaluation des eaux canadiennes et zone d'évaluation de l'Atlantique Nord-Ouest)

Des levés sismiques sont effectués dans la *zone d'évaluation des eaux canadiennes et la zone d'évaluation de l'Atlantique Nord-Ouest* depuis les années 1960 (Répertoire de données sismiques maritimes nationales de la Commission géologique du Canada, Triezenberg *et al.* 2016). Dans les eaux canadiennes de l'Atlantique, 7 455 levés ont été effectués entre 1960 et 2020 (figure 5). Le nombre de levés par année a varié entre 0 et 689, avec une médiane de 67 levés par année. De nombreux levés sismiques sont effectués chaque année, mais ils varient sur les plans de leur calendrier et de leur durée, qui n'est pas continue; la fréquence de la menace a été donc évaluée comme étant récurrente.

Étendue géographique de la menace : Considérable (zone d'évaluation des eaux canadiennes et zone d'évaluation de l'Atlantique Nord-Ouest)

Dans les eaux canadiennes de l'Atlantique, des levés sismiques ont été effectués sur au moins 645 400 km entre 1960 et 2020 (Répertoire de données sismiques maritimes nationales de la Commission géologique du Canada, Figure 14). Cependant, il s'agit d'une sous-représentation de tous les levés sismiques effectués, car les données appartenant à des groupes d'investisseurs ou à des entreprises de prospection sismique ne sont pas toujours incluses dans les sources de données ouvertes comme le Répertoire de données sismiques maritimes nationales de la Commission géologique du Canada. Les levés illustrés aux figures 14 et 15 ont été effectués dans des habitats essentiels, des zones de regroupement et des corridors de déplacement de la baleine noire de l'Atlantique Nord (Ratelle et Vanderlaan *et al.* 2025). La majorité des levés sismiques ont été effectués à l'extérieur des limites des habitats essentiels de l'espèce (Figure 2, Figure 3, Figure 14 et Figure 15). Cependant, dans les eaux au large de la côte est des États-Unis, des levés sismiques ont été effectués dans les corridors de déplacement entre les habitats essentiels qui forment la zone de mise bas du sud-est des États-Unis et la zone d'alimentation du nord-est des États-Unis (Figure 3).

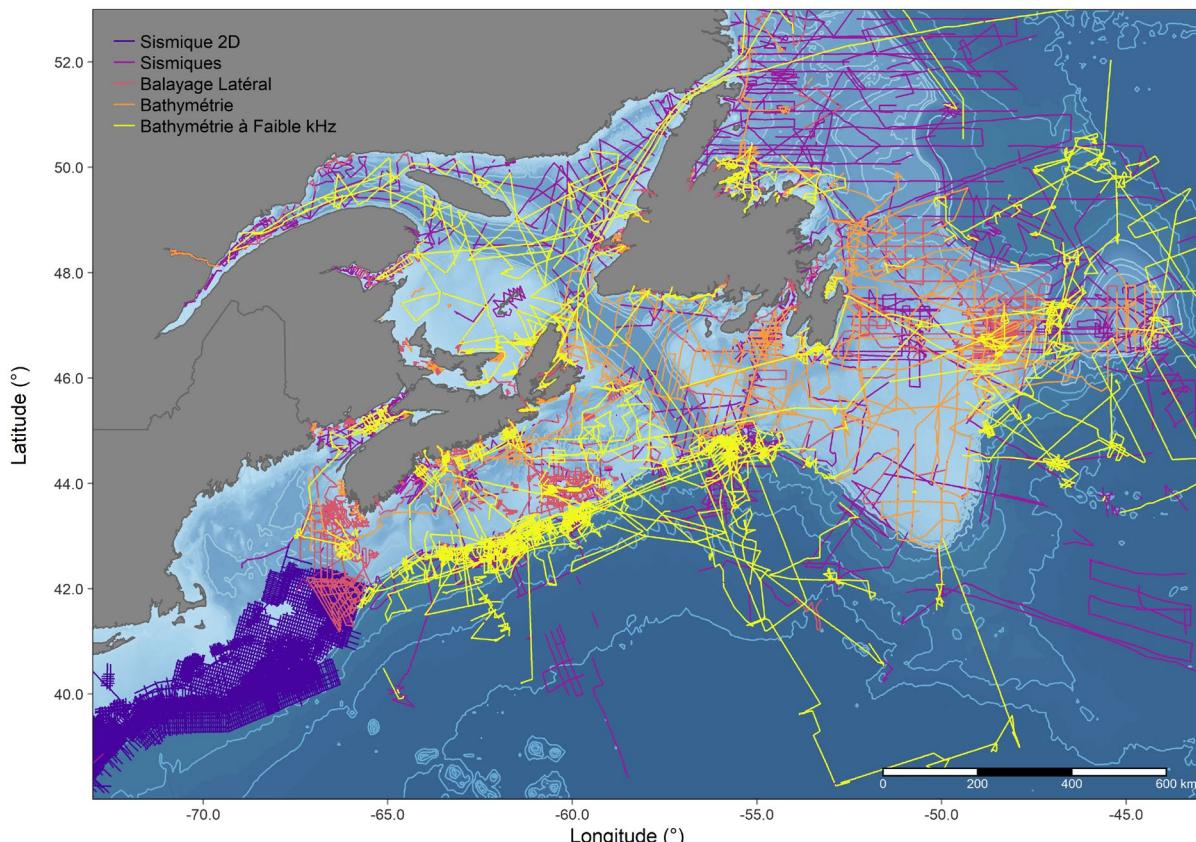


Figure 14. Partie des levés sismiques effectués dans la zone d'évaluation des eaux canadiennes de 1960 à 2020. Les données sur les levés sismiques, les levés par sonar à balayage latéral, les levés sismiques ciblant la bathymétrie et les levés bathymétriques à fréquences faibles proviennent du Répertoire de données sismiques maritimes nationales de la Commission géologique du Canada. Les données sur les levés sismiques bidimensionnels, qui sont effectués principalement dans les eaux des États-Unis, mais qui s'étendent dans celles du Canada, proviennent de Triezenberg *et al.* (2016).

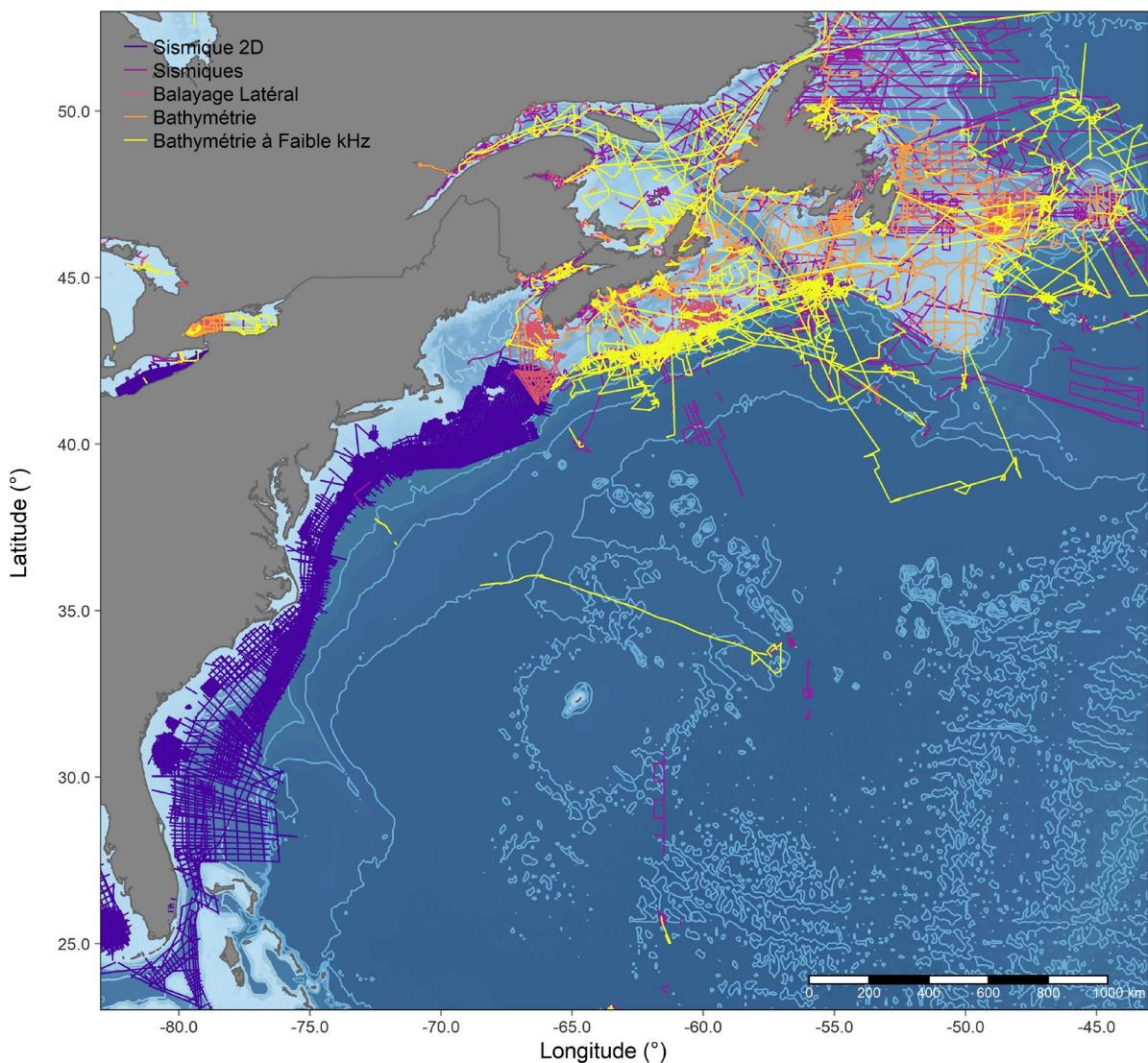


Figure 15. Partie des levés sismiques effectués dans la zone d'évaluation de l'Atlantique Nord-Ouest de 1960 à 2020. Les données sur les levés sismiques, les levés par sonar à balayage latéral, les levés sismiques ciblant la bathymétrie et les levés bathymétriques à fréquences faibles proviennent du Répertoire de données sismiques maritimes nationales de la Commission géologique du Canada. Les données sur les levés sismiques bidimensionnels effectués dans les eaux des États-Unis proviennent de Trizenberg et al. (2016).

Menace 3.1.2 : Utilisation de technologies acoustiques actives

Probabilité de réalisation : Connue

Les technologies acoustiques actives sont des instruments tels que les sondeurs de profondeur, les sonars multifaisceaux, les sonars à faisceau divisé et les échosondeurs scientifiques. L'utilisation de technologies acoustiques actives est répandue, notamment dans le cadre de la recherche scientifique (échantillonnage du zooplancton et évacuation de gaz, et étude du mélange et des sédiments en suspension dans l'océan), des pêches commerciales et récréatives, de l'aquaculture, de la navigation, de l'hydrographie, de la cartographie des fonds marins et de l'exploration géophysique (Colbo et al. 2014, Burnham et al. 2022 et références qui y sont citées). La probabilité que cette menace se réalise est supérieure à 90 % dans la zone d'évaluation des eaux canadiennes et dans la zone d'évaluation de l'Atlantique Nord-Ouest.

Niveau des répercussions pour l'individu : Faible

Il n'y a pas d'information accessible sur les répercussions des technologies acoustiques actives sur la baleine noire de l'Atlantique Nord. Cependant, ces technologies ont probablement des répercussions limitées sur l'espèce, car il est peu probable que les mysticètes détectent les fréquences utilisées, à l'exception de la fréquence la plus basse (12 kHz; Lurton et DeRuiter 2011). Un changement de comportement sous la forme d'une diminution des vocalisations a été mesuré chez le rorqual à bosse en réaction aux impulsions émises lors de l'expérience de télédétection par guide d'ondes acoustiques dans l'océan pendant laquelle un sonar de pêche à basse fréquence était utilisé à une distance de 200 km (Risch et al. 2012). Cependant, ce système a été conçu pour suivre en permanence la population de poissons sur des milliers de kilomètres carrés (Jagannathan et al. 2009), soit une zone beaucoup plus vaste que celle couverte par les sondeurs et échosondeurs habituels. Lors de relevés effectués à bord d'un navire équipé d'un échosondeur scientifique actif (EK60 de Simrad), les ziphiidés étaient

beaucoup moins susceptibles d'être détectés acoustiquement, ont été détectés visuellement pendant moins de temps et ont donc fait l'objet d'un suivi sur une plus petite plage de relèvements par rapport au navire (Cholewiak *et al.* 2017). Des changements de cap plus fréquents ont été observés chez le globicéphale du Pacifique (*Globicephala macrorhynchus*) lorsqu'un échosondeur scientifique était utilisé (Quick *et al.* 2017). Sur la base de ces comportements observés chez d'autres espèces de cétacés, nous avons évalué le niveau des répercussions associées à cette menace pour l'individu comme étant faible avec une certitude causale moyenne.

Niveau des répercussions pour la population : Inconnu

Il n'y a pas suffisamment d'information accessible pour que nous puissions évaluer le niveau des répercussions associées à l'utilisation de technologies acoustiques actives pour la population de baleines noires de l'Atlantique Nord; par conséquent, nous l'avons évalué comme étant inconnu avec certitude causale inconnue.

Fréquence de la menace : Récurrente

Des échosondeurs et d'autres technologies acoustiques actives sont généralement utilisés à bord des navires qui traversent la zone d'évaluation des eaux canadiennes et celle de l'Atlantique Nord-Ouest. Il y a des endroits dans les deux zones d'évaluation, comme les voies de navigation dans le golfe du Saint-Laurent et celles à destination et en provenance du port de New York, où la fréquence de cette menace pourrait être considérée comme continue en raison du nombre élevé de navires qui y transitent quotidiennement. Cependant, comme la plupart des zones de la zone d'évaluation des eaux canadiennes sont traversées par moins d'un navire par jour par kilomètre carré, nous avons considéré la fréquence de cette menace comme étant récurrente plutôt que continue dans l'ensemble de la zone d'évaluation des eaux canadiennes et de la zone d'évaluation de l'Atlantique Nord-Ouest.

Étendue géographique de la menace : Vaste

La zone touchée par les technologies acoustiques actives varie selon le type d'instrument. Par exemple, Burnham et ses collaborateurs (2022) ont démontré que la majeure partie de l'énergie acoustique associée aux échosondeurs de qualité récréative se trouvait à moins de 100 mètres de la source dans les eaux peu profondes. Lurton et DeRuiter (2011) ont indiqué que les échosondeurs scientifiques avaient des répercussions limitées sur les mysticètes et que leur portée était généralement de quelques centaines de mètres, mais que leur son pouvait être audible à des distances pouvant atteindre plusieurs kilomètres. Les sons d'un échosondeur scientifique EK60 peuvent être détectés à une profondeur de 800 mètres sur une distance d'au moins 1,3 km (Cholewiak *et al.* 2017). Bien que la majorité des instruments de technologie acoustique active aient une portée limitée, nous avons évalué l'étendue géographique de la menace qu'ils représentent comme étant vaste parce que les navires les utilisant transitent par la zone d'évaluation des eaux canadiennes et la zone d'évaluation de l'Atlantique Nord-Ouest.

Menace 3.1.3 : Utilisation de sonars militaires actifs dans la gamme de fréquences moyennes

Les répercussions de l'utilisation de sonars militaires actifs dans la gamme de fréquences moyennes sont l'une des préoccupations hautement prioritaires et sous-étudiées concernant de nombreuses espèces de baleines (Goldbogen *et al.* 2013, Southall *et al.* 2019, Chouinard et Binder 2023). Ces sonars sont utilisés dans la gamme de fréquences de 1 à 10 kHz (Simmonds et Lopez-Jurado 1991, Frantzis 1998, Cox *et al.* 2006, Nowacek *et al.* 2007). L'un des systèmes les plus fréquemment utilisés, qui a été associé à des événements d'échouement, est le système AN/SQS 53C (3,5 kHz, la majorité de l'énergie se trouvant dans la gamme de 2,5 kHz à 4,5 Hz) dont le niveau de pression RMS à la source se chiffre à 235 dB par rapport à 1 µPa à 1 m (Parsons 2017). L'utilisation de sonars militaires dans la gamme de fréquences basses peut également être préoccupante pour les mysticètes, mais elle n'est pas abordée ici.

Probabilité de réalisation : Connue

Dans les eaux canadiennes, l'exercice d'entraînement multinational de défense contre les sous-marins appelé « Cutlass Fury » a été mené sur le plateau néo-écossais et dans les eaux au large de Terre-Neuve en 2016, 2019, 2021 et 2023, habituellement sur une période de deux semaines (Stanistreet *et al.* 2022, Royal Canadian Navy 2023, Moors-Murphy *et al.* 2024). D'autres exercices militaires de courte durée (des heures à des jours) pendant lesquels des sonars militaires actifs peuvent être utilisés dans la gamme de fréquences moyennes sont également menés dans les eaux de l'est du Canada et dans les zones d'opérations du ministère de la Défense nationale. Compte tenu de la forte probabilité que ces exercices périodiques se poursuivent, nous avons évalué la *probabilité de réalisation* comme étant *connue*.

Niveau des répercussions pour l'individu : Élevé

Les effets des sonars actifs militaires utilisés dans la gamme de fréquences moyennes ont suscité beaucoup d'intérêt; cependant, peu de recherches ciblées ont été menées sur les cétacés et elles étaient axées sur les odontocètes (Goldbogen *et al.* 2013). Les effets examinés étaient les changements dans les comportements, notamment les profils de plongée, de remontée à la surface et de direction de nage, ainsi que les changements dans les types de vocalisations ou leur moment. Les réponses physiologiques associées à un changement de seuil auditif et au stress sont beaucoup plus difficiles à évaluer (Nowacek *et al.* 2007).

Des études sur les mysticètes et l'utilisation de sonars militaires actifs dans la gamme de fréquences moyennes donnent à penser que le rorqual bleu et le rorqual à bosse subissent des répercussions négatives (Goldbogen *et al.* 2013, Sivle *et al.* 2016, Southall *et al.* 2019), tandis que le rorqual commun affichait des réponses plus limitées (Southall *et al.* 2023). Par exemple, Goldbogen et ses collaborateurs (2013) ont constaté que les rorquals bleus qui se nourrissaient à la surface n'affichaient aucun changement de comportement; cependant, ceux qui se nourrissaient en profondeur ont commencé à se nourrir dans la zone pélagique et ceux qui ne se nourrissaient pas se sont éloignés pour éviter le signal acoustique. Ces changements de comportement pourraient réduire l'efficacité de la recherche de nourriture. Une fois que le signal acoustique cessait, les rorquals bleus recommençaient à se comporter comme ils le faisaient avant le signal. D'autres études sur le rorqual bleu ont démontré que ce dernier émettait moins de vocalisations lorsque des sonars militaires actifs étaient utilisés dans la gamme de fréquences moyennes (Melcon *et al.* 2012) et qu'il modifiait son comportement d'alimentation en eaux profondes lors des expériences d'exposition contrôlée (Southall *et al.* 2019).

De petits rorquals se sont échoués lors d'événements d'échouements massifs liés à des sonars (Filadelfo *et al.* 2009 et les références qui y sont citées). Parsons et ses collaborateurs (2000) ont noté que les taux d'observation de petits rorquals diminuaient considérablement lors des exercices navals. Sivle et ses collaborateurs (2015) ont quant à eux observé que les petits rorquals affichaient un comportement d'évitement à grande vitesse lorsqu'ils étaient exposés à des signaux de sonar de 1 à 2 kHz.

Les répercussions des sonars militaires actifs dans la gamme de fréquences moyennes ont été bien documentées pour les odontocètes, car de multiples échouements de masse pourraient avoir été causés par l'utilisation de ces sonars à proximité (Simmonds et Lopez-Jurado 1991, Fernández *et al.* 2005, Frantzis 1998, Cox *et al.* 2006, Nowacek *et al.* 2007). Des ziphiidés, en particulier, ont subi des répercussions importantes attribuables à l'utilisation à proximité d'un sonar militaire actif dans la gamme de fréquences moyennes (Chouinard et Binder 2023).

Aucune étude n'a été menée à propos des répercussions que ces sonars ont sur la baleine noire de l'Atlantique Nord en particulier, mais une étude de Nowacek et ses collaborateurs (2004) a révélé que les individus réagissent aux sons d'alerte (de 500 à 4 500 Hz) en remontant à la surface plus rapidement et en y demeurant plus longtemps. Cette constatation pourrait indiquer que des sources sonores peu communes, comme les sonars militaires, pourraient susciter des réactions comportementales similaires. De plus, les bruits provenant des sonars et d'autres sources anthropiques peuvent perturber les communications de la baleine noire de l'Atlantique Nord et réduire sa capacité à éviter des prédateurs et d'autres menaces (Chouinard et Binder 2023). Les répercussions de cette menace sur d'autres espèces de mysticètes variaient entre des réactions comportementales à court terme et des échouements; nous avons donc évalué le niveau des répercussions pour l'individu comme étant élevé avec une certitude causale moyenne.

Niveau des répercussions pour la population : Inconnu

Des recherches sur d'autres grands mysticètes ont éclairé l'évaluation du niveau des répercussions pour l'individu de la menace associée à l'utilisation de sonars militaires actifs dans la gamme de fréquences moyennes sur la baleine noire de l'Atlantique Nord. Comme nous n'avons pas accès à suffisamment d'information sur l'espèce pour évaluer le niveau des répercussions pour la population, nous l'avons évalué comme étant inconnu. Nous avons également évalué la certitude causale comme étant inconnue pour cette menace.

Fréquence de la menace : Récurrente

L'exercice militaire « Cutlass Fury » se déroule tous les deux ans dans la zone d'évaluation des eaux canadiennes. Il existe peu d'information sur les autres utilisations de sonars militaires actifs dans la gamme de fréquences moyennes au sein de la zone d'évaluation des eaux canadiennes, mais les avertissements de navigation publiés par la Garde côtière canadienne indiquent que 67 opérations ont été menées à la surface, près de la surface ou sous la surface entre août 2019 et juin 2024 (CCG NAVWARNs 2024). Il y a peu d'information sur la zone d'évaluation de l'Atlantique Nord-Ouest, qui est plus vaste; toutefois, Chouinard et Binder (2023) fournissent des renseignements sur des études opérationnelles qui portent sur les effets que les sonars militaires actifs dans la gamme de fréquences moyennes ont sur les cétacés. Étant donné que les exercices utilisant des sonars militaires actifs dans la gamme de

fréquences moyennes sont menés de façon répétée, nous avons évalué la fréquence de la menace comme étant récurrente pour les deux zones d'évaluation.

Étendue géographique de la menace : Petite

Les emplacements exacts où les sonars militaires actifs dans la gamme de fréquences moyennes sont utilisés dans la zone d'évaluation des eaux canadiennes et la zone d'évaluation de l'Atlantique Nord-Ouest sont inconnus, mais les avertissements de navigation de la Garde côtière canadienne concernent généralement une petite zone. Des études opérationnelles sur les répercussions de ces sonars ont été réalisées pendant un exercice militaire (Chouinard et Binder 2023), et l'information accessible indique qu'une proportion modérée seulement de l'habitat de la baleine noire de l'Atlantique Nord dans les deux zones d'étude est touchée par cette menace. Nous avons donc évalué l'étendue géographique de la menace comme étant petite.

Sous-catégorie 3.2 : Contaminants chimiques

De façon générale, les mammifères marins sont exposés à certains des niveaux les plus élevés de contaminants environnementaux, surtout comparativement à d'autres espèces sauvages (Desforges *et al.* 2016, Schaap *et al.* 2023). Les cétacés peuvent être exposés à des contaminants chimiques par la pollution de l'air et de l'eau, et le transfert de polluants peut se produire à l'interface air-eau par plusieurs processus (Wania *et al.* 1998). Pour cette sous-catégorie, les contaminants trouvés dans l'océan sont le centre d'intérêt principal de la présente évaluation, mais nous reconnaissions que la pollution atmosphérique a aussi des répercussions sur l'espèce dans cette sous-catégorie. Des contaminants ont été détectés chez des baleines noires de l'Atlantique Nord; cependant, l'effet global au niveau de l'individu demeure incertain et aucun lien de causalité définitif entre ces contaminants et la santé et la reproduction n'a été établi pour l'espèce (Kraus et Rolland 2007). De plus, les effets des contaminants sur l'état corporel, la croissance, la reproduction et la survie ont été difficiles à paramétriser dans les modèles de viabilité de la population pour cette espèce (Moore *et al.* 2021). Pour évaluer plus précisément cette menace, nous avons choisi quatre catégories générales de contaminants chimiques : les polluants organiques persistants, les métaux lourds, les plastiques et les débris marins, et les déversements d'hydrocarbures.

Menace 3.2.1 : Pollution par des polluants organiques persistants

Les polluants organiques persistants sont une variété de produits chimiques anthropiques qui ont une longue demi-vie, qui sont résistants au métabolisme et à la dégradation et qui peuvent être transportés sur de longues distances (O'Shea 1999, Lohmann *et al.* 2007). Les polluants organiques persistants comprennent plusieurs classes de produits chimiques, notamment les biphenyles polychlorés (BPC), divers pesticides organochlorés (p. ex. les dichlorodiphényltrichloroéthanes [DDT], le chlordane [CHLD] et les hexachlorocyclohexane [HCH]) et des produits ignifuges comme les polybromodiphényles (PBDE, Baugh *et al.* 2023).

Probabilité de réalisation : Connue

Les polluants organiques persistants sont présents à des concentrations variables dans l'Atlantique Nord (Sun *et al.* 2016). Les polluants organochlorés sont parmi les contaminants chimiques les plus persistants présents dans le milieu marin (Tilbury *et al.* 2002). Il a été démontré que la population de rorquals à bosse présente dans le golfe du Maine (une zone d'habitat importante pour la baleine noire de l'Atlantique Nord) affiche la plus forte concentration de polluants organiques persistants par rapport aux autres populations présentes le long de la côte des États-Unis (Elfes *et al.* 2010). La probabilité de réalisation de la menace associée aux polluants organiques persistants a été évaluée comme étant connue dans la zone d'évaluation des eaux canadiennes et dans la zone d'évaluation de l'Atlantique Nord-Ouest.

Niveau des répercussions pour l'individu : Inconnu

La mortalité, la capacité de reproduction réduite et la vulnérabilité aux maladies par l'immunosuppression et la perturbation endocrinienne ont toutes été suggérées comme des effets biologiques potentiels des polluants organiques persistants chez les mammifères marins (O'Shea 1999, Waring *et al.* 2009c). Il a été constaté que certains types de polluants organiques persistants, comme les BPC, suppriment la fonction immunitaire chez les mammifères marins (Desforges *et al.* 2016). Des concentrations de polluants organiques persistants ont été mesurées chez d'autres espèces de mysticètes, notamment le rorqual à bosse (Gauthier *et al.* 1997, Ryan *et al.* 2013, Baugh *et al.* 2023 Remili *et al.* 2024), la baleine boréale (Hoekstra *et al.* 2002), le rorqual commun (Remili *et al.* 2024), le petit rorqual (Remili *et al.* 2024) et la baleine noire austral (Torres *et al.* 2015). Cependant, il y a peu d'information sur les effets des polluants organiques persistants pour ces espèces. Weisbrod et ses collaborateurs (2000) n'ont trouvé aucune preuve que la baleine noire de l'Atlantique Nord bioaccumule des concentrations dangereuses d'organochlorés. Woodley et ses collaborateurs

(1991) ont constaté que les concentrations de DDT, de BPC et d'autres contaminants organochlorés étaient plus faibles chez la baleine noire de l'Atlantique Nord que d'autres espèces de mysticètes. Les effets des contaminants sur la santé, la reproduction et la survie de l'espèce ont été difficiles à paramétriser dans les efforts de modélisation (Moore *et al.* 2021), et nous avons donc évalué le niveau des répercussions pour l'individu comme étant inconnu.

Niveau des répercussions pour la population : Inconnu

Il n'y a pas assez d'information pour évaluer les effets des polluants organiques persistants sur la baleine noire de l'Atlantique Nord ou d'autres espèces de grands cétacés au niveau de la population. Ainsi, le niveau des répercussions pour la population a été évalué comme étant inconnu avec une certitude causale inconnue.

Fréquence de la menace : Continue

Des polluants organiques persistants sont présents dans la zone d'évaluation des eaux canadiennes et dans la zone d'évaluation de l'Atlantique Nord-Ouest. Certains de ces contaminants chimiques sont les composés les plus répandus et les plus persistants dans les océans. Vingt années se sont écoulées depuis la mise en œuvre de la Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants, un traité mondial visant à éliminer ou à réduire la pollution par les polluants organiques persistants. Cependant, en raison de la nature stable de ces produits chimiques, cette menace se poursuit pour la baleine noire de l'Atlantique Nord.

Étendue géographique de la menace : Vaste

La présence de polluants organiques persistants dans l'Atlantique Nord-Ouest peut varier selon la zone; en effet, certains types de polluants organiques persistants sont présents à des concentrations plus élevées dans le Gulf Stream qu'en haute mer, où les concentrations peuvent baisser au point de l'indétectabilité (Lohmann et Belkin 2014). Il a également été démontré que les polluants organiques persistants sont présents à des concentrations plus élevées dans les zones côtières qu'en haute mer (Iwata *et al.* 1993); ces concentrations sont donc susceptibles d'être élevées dans les habitats et les corridors de migration de la baleine noire de l'Atlantique Nord.

Menace 3.2.2 : Pollution par les plastiques et les débris marins

Les débris marins sont répandus dans l'ensemble des océans, les plastiques constituant généralement la majorité des déchets flottants (Galgani *et al.* 2015). La pollution par les débris et les plastiques constitue une grave menace pour l'environnement marin lorsque ceux-ci ne sont pas éliminés ou recyclés correctement (Monteiro *et al.* 2018). Lorsque les plastiques se dégradent et deviennent cassants, ils peuvent se décomposer en fragments plus petits ou en microplastiques (débris de plastique mesurant moins de cinq millimètres; Rochman et Hoellein 2020). L'ingestion de plastiques et de débris marins ou l'empêtrement dans ceux-ci peuvent entraîner des affections chroniques et aiguës, augmenter l'exposition à des contaminants et entraîner une hausse des taux de morbidité, de blessure et de mortalité (Baulch et Perry 2014, Fossi *et al.* 2020 et références qui y sont citées). Les débris marins, les macroplastiques et les microplastiques constituent donc une menace grave pour les cétacés, notamment la baleine noire de l'Atlantique Nord.

Probabilité de réalisation : Connue

La quantité de débris marins dans le monde augmente (p. ex. Law *et al.* 2010), et les plastiques sont présents en diverses concentrations et tailles de particules dans l'Atlantique Nord (Cózar *et al.* 2014). Il est estimé que de 11,6 à 21,1 millions de tonnes de microplastiques (taille allant de 32 à 651 µm) provenant des trois plastiques jetés le plus souvent (polyéthylène, polypropylène et polystyrène) sont en suspension dans les 200 premiers mètres de l'océan Atlantique (Pabortsava et Lampitt 2020). Jambeck et ses collaborateurs (2015) ont estimé que de 4,8 à 12,7 millions de tonnes de microplastiques se retrouvent dans les océans du monde chaque année. Quatre-vingts pour cent de la pollution marine par les plastiques est d'origine terrestre (Almroth et Eggert 2019). D'après ces renseignements et la dépendance mondiale actuelle à l'égard des plastiques, il y a plus de 90 % de chance que cette menace se réalise déjà ou qu'elle se réalisera à l'avenir; nous avons donc classé cette menace comme étant connue.

Niveau des répercussions pour l'individu : Élevé

Il faudra beaucoup plus d'information pour déterminer toutes les répercussions de l'ingestion de débris marins et de plastiques pour les mysticètes (Fossi *et al.* 2012), et l'ingestion de plastiques et de débris marins n'a pas été directement étudiée pour la baleine noire de l'Atlantique Nord. Cependant, il a été constaté que près des deux tiers des espèces de cétacés ingèrent des macroplastiques (Fossi *et al.* 2020), et des protocoles ont été élaborés pour une étude approfondie des effets de l'ingestion de microplastiques et de macroplastiques (p. ex. Lusher *et al.* 2014, 2015). Des plastiques de différentes tailles ont été trouvés chez de

nombreuses espèces de mysticètes, notamment la baleine noire australe, le rorqual gris, le rorqual commun, le rorqual de Bryde, le rorqual boréal (*Balaenoptera borealis*), le petit rorqual et le rorqual à bosse (Werth *et al.* 2024 et les références qui y sont citées). Les débris marins, les plastiques et les produits chimiques qui leur sont associés peuvent nuire à la santé et à la valeur adaptative d'un individu, et même une petite quantité de plastique ingérée peut être fatale (Kühn *et al.* 2020). Des macroplastiques ont été trouvés dans le tube digestif d'une baleine noire australe échouée (Alzugaray *et al.* 2020). L'ingestion d'un boîtier de DVD brisé a contribué à la mort d'un rorqual boréal juvénile (Henry *et al.* 2019). Le tube digestif d'un rorqual commun nécropsié contenait 45 articles anthropiques (tous en plastique) et, même s'il ne s'agissait peut-être pas de la cause de la mort, de grandes quantités de plastiques peuvent causer la mort en entraînant des obstructions dans l'intestin, comme cela a été observé chez un petit rorqual (Jauniaux *et al.* 2014). Il est arrivé que de grands cachalots ingèrent des morceaux de filets de pêche, des cordages et d'autres débris de plastique (Jacobsen *et al.* 2010, Simmonds 2012). Les baleines noires de l'Atlantique Nord qui s'empêtrent ont souvent un engin de pêche dans la bouche (Cassoff *et al.* 2011), et l'ingestion de cordage a contribué à la mort d'un individu (Johnson *et al.* 2005). Les mysticètes qui se nourrissent de copépodes, comme la baleine noire de l'Atlantique Nord, courent généralement un risque plus faible d'ingérer des microplastiques (Burkhardt-Holm et N'Guyen 2019); cela dit, Werth et ses collaborateurs (2024) ont démontré que des plastiques de toutes tailles peuvent être filtrés par les fanons de l'espèce. L'ingestion de débris marins et de plastiques de toutes tailles peut tout de même nuire à la santé et à la survie d'une baleine. D'après les mortalités, les blessures et les effets sur la santé observés chez d'autres mysticètes, le niveau des répercussions pour l'individu a été évalué comme étant élevé avec une certitude causale élevée.

Niveau des répercussions pour la population : Faible

Aucune mortalité de baleine noire de l'Atlantique Nord n'a été attribuée à l'ingestion de plastiques ou de débris marins, mais des cas ont été documentés chez d'autres espèces de mysticètes (Jauniaux *et al.* 2014, Henry *et al.* 2021). Comme l'ingestion de plastiques et de débris marins pourrait causer la mort d'individus au cours des 100 prochaines années et que quelques mortalités ont été observées chez d'autres mysticètes, le niveau des répercussions pour la population a été évalué comme étant faible.

Certitude causale : Élevé

Les catégories de niveau des répercussions évaluées pour les débris marins, les macroplastiques et les microplastiques sont entièrement fondées sur des publications concernant d'autres mysticètes, car il existe peu de données propres à la baleine noire de l'Atlantique Nord.

Fréquence de la menace : Continue

La pollution par les plastiques et les débris marins, sous diverses formes et tailles, se produit dans tout l'océan Atlantique et augmente (Law *et al.* 2010, Cózar *et al.* 2014, Rochman 2018); nous avons donc évalué la fréquence de la menace comme étant continue.

Étendue géographique de la menace : Vaste

Les plastiques et les débris marins polluent gravement l'environnement (Kurniawan *et al.* 2021) et, comme ils proviennent majoritairement de la terre, ils se trouvent dans les eaux littorales et côtières. Les plastiques et les débris marins migrent également vers les gyres subtropicaux où ils s'accumulent (Eriksen *et al.* 2019). D'après ces renseignements, l'étendue géographique de la menace a été évaluée comme étant vaste.

Menace 3.2.3 : Déversements de pétrole ou d'hydrocarbures

Le rejet de combustibles fossiles et de produits raffinés connexes dans l'environnement, marin ou autre, est communément appelé « déversement d'hydrocarbures ». Les déversements d'hydrocarbures comprennent un large éventail de rejets, dont la composition et les produits chimiques varient selon la source. Ci-dessous, nous utilisons le terme « hydrocarbures » pour désigner le pétrole brut et les produits dérivés du pétrole.

Probabilité de réalisation : Connue

Au Canada, il est rapporté que 12 déversements d'hydrocarbures d'un volume supérieur à 4 000 litres se produisent chaque jour et qu'au moins un de ces déversements a lieu dans une voie navigable (Michel et Fingas 2016). Aux États-Unis, ce sont 15 déversements de cette taille qui se produisent dans les voies navigables (Michel et Fingas 2016). D'importants déversements d'hydrocarbures se sont produits au large de la Nouvelle-Écosse. Les exemples comprennent le naufrage du pétrolier *Arrow* dans la baie Chedabucto et le déversement provenant du pétrolier *Kurdistan* au large du nord de l'île du Cap-Breton (Steward et White 2001). L'un des plus importants déversements d'hydrocarbures (à l'époque) s'est produit en 1988 à 1 300 km au large de la Nouvelle-Écosse : le pétrolier *Odyssey* a coulé après s'être brisé en deux, rejetant par le fait même 132 157 tonnes de pétrole brut dans l'Atlantique Nord

(Brown 2010). De plus, le Programme national de surveillance aérienne a détecté 1 148 déversements d'hydrocarbures dans les eaux canadiennes entre 2011 et 2016, période pendant laquelle la surveillance s'est accrue au Canada atlantique (TC 2019). La probabilité qu'au moins un déversement d'hydrocarbures se produise au cours des 100 prochaines années dans la zone d'évaluation des eaux canadiennes ou la zone d'évaluation de l'Atlantique Nord-Ouest est supérieure à 90 % et, par conséquent, la probabilité de réalisation est connue.

Niveau des répercussions pour l'individu : Extrême

L'exposition des cétacés aux déversements d'hydrocarbures peut se produire par inhalation, aspiration, ingestion (directe ou par l'entremise de proies contaminées) et contact cutané (Helm *et al.* 2014, Jarvela Rosenberger *et al.* 2017, Takeshita *et al.* 2017). Chaque voie d'exposition peut causer diverses conditions physiologiques pouvant influer sur la santé et la survie des cétacés (Helm *et al.* 2014). Il y a peu de données sur les grands mysticètes et les effets de la pollution par les hydrocarbures (Claphman *et al.* 1999), et il n'existe pas de seuils physiologiques d'exposition aux hydrocarbures propres à l'espèce (Jarvela Rosenberger *et al.* 2017). Dans cette optique, Jarvela Rosenberger et ses collaborateurs (2017) ont mis au point un cadre conceptuel fondé sur le risque pour l'évaluation de la vulnérabilité des mammifères marins aux déversements d'hydrocarbures. La probabilité d'exposition individuelle était fondée sur les cinq voies d'exposition énumérées ci-dessus. La baleine noire du Pacifique Nord a obtenu une cote élevée dans toutes les catégories, à l'exception de l'adhésion et du contact cutané (cote moyenne). D'après ces résultats, il est fort probable que la baleine noire de l'Atlantique Nord soit exposée si un déversement d'hydrocarbures se produit dans son habitat. Une exposition à un déversement d'hydrocarbures a un large éventail d'effets sur les cétacés, notamment la mortalité, l'échec de la reproduction, un mauvais état corporel, de l'inflammation et des organes endommagés (Takeshita *et al.* 2017, Godard-Codding et Collier 2018 et les références qui y sont citées). En raison du large éventail de répercussions observées chez plusieurs espèces de cétacés, nous avons évalué le niveau des répercussions pour l'individu comme étant extrême avec une certitude causale moyenne.

Niveau des répercussions pour la population : Élevé

Jarvela Rosenberger et ses collaborateurs (2017) ont estimé les cotes de risque liées aux déversements d'hydrocarbures au niveau de la population pour toutes les espèces de mysticètes présentes dans les eaux côtières de la Colombie-Britannique en fonction de leurs caractéristiques biologiques, écologiques et démographiques. La baleine noire du Pacifique Nord et la baleine noire de l'Atlantique Nord ont des caractéristiques similaires (régime alimentaire spécialisé composé de copépodes, grande longévité, taille de la population estimée comme étant petite); elles se sont donc vu attribuer une cote de probabilité moyenne pour les effets à l'échelle de la population (Jarvela Rosenberger *et al.* 2017). Cependant, le cadre et les caractéristiques utilisés dans cette étude ne sont pas comparables aux définitions utilisées dans la présente évaluation des menaces. Des déversements d'hydrocarbures importants, comme celui de la plateforme Deepwater Horizon en 2010, ont entraîné une augmentation de 35 % de la mortalité et une augmentation de 46 % de l'échec de la reproduction chez le grand dauphin (*Tursiops truncatus*), ce qui a entraîné une diminution importante de la population de la baie Barataria en Louisiane, ainsi qu'un déclin de 22 % de la population endémique de baleines de Rice (*Balaenoptera ricei*; Ramírez-León *et al.* 2023). En raison de la perte importante d'individus d'une population de cétacés résultant du déversement d'hydrocarbures de la plateforme Deepwater Horizon, le niveau des répercussions pour la population a été évalué comme étant élevé avec une certitude causale moyenne, car l'évaluation était fondée sur les effets observés pour d'autres espèces.

L'information à l'appui dans les sections *Niveau des répercussions* est biaisée en fonction des grands déversements d'hydrocarbures. Les répercussions potentielles pourraient varier grandement en fonction du volume déversé, du type de pétrole en cause et de l'emplacement du déversement. Les petits déversements qui ont lieu quotidiennement dans l'une ou l'autre des zones d'évaluation n'auront pas les mêmes effets que les déversements catastrophiques, comme ceux de la plateforme Deepwater Horizon ou de l'*Exxon Valdez* au large de l'Alaska.

Fréquence de la menace : Récurrente

Les déversements d'hydrocarbures de grande envergure (plus de 30 tonnes), comme ceux des navires *Odyssey* et *Exxon Valdez* et de la plateforme pétrolière Deepwater Horizon, sont rares (0,1 % des incidents; Fingas 2011). Néanmoins, de petits déversements d'hydrocarbures se produisent quotidiennement dans la zone d'évaluation des eaux canadiennes et dans la zone d'évaluation de l'Atlantique Nord-Ouest. La majorité des déversements (72 %) sont de petite envergure et représentent moins de 1 % du volume total déversé (Fingas 2011). Il y a donc des déversements d'hydrocarbures de petite envergure qui se produisent de façon *récurrente* dans les habitats et les corridors de migration de la baleine noire de l'Atlantique Nord.

Étendue géographique de la menace : Limitée

La majorité des déversements d'hydrocarbures sont de faible volume, et les effets d'un déversement d'hydrocarbures en mer sont déterminés par son emplacement, l'ampleur des forces physiques qui agissent sur lui et sa proximité par rapport aux espèces concernées et à leurs habitats (Zhang *et al.* 2019). Il est possible que le vent et les vagues diluent la concentration d'un déversement d'hydrocarbures et, comme la plupart des déversements sont de faible volume, seule une petite proportion de l'habitat de la baleine noire de l'Atlantique Nord peut être touchée.

Menace 3.2.4 : Pollution par des métaux lourds

Probabilité de réalisation : Connue

Les métaux lourds — comme le chrome, le mercure, le nickel, le cadmium, le plomb et l'arsenic — sont persistants dans l'environnement et ont été détectés en concentrations notables dans l'environnement marin, notamment dans des tissus de mammifères marins, pendant des décennies (Schaap *et al.* 2023 et références qui y sont citées).

Niveau des répercussions pour l'individu : Inconnu

Les données sur les répercussions de la pollution par les métaux lourds chez les mammifères marins sont mal normalisées et ne sont accessibles que pour quelques espèces, ce qui fait en sorte qu'il est difficile de tirer des conclusions à propos des répercussions sur la santé au niveau de l'individu ou de la population en général. Il est nécessaire de mener des recherches approfondies à ce sujet (Bowles 1999, López-Berenguer *et al.* 2020, Schaap *et al.* 2023). De plus, la capacité des mammifères marins à traiter efficacement des concentrations élevées de métaux lourds complique l'évaluation des répercussions potentielles sur la santé (Chen *et al.* 2009, López-Berenguer *et al.* 2020).

Le manque d'information sur les concentrations de métaux lourds chez la baleine noire de l'Atlantique Nord est exacerbé par la difficulté de recueillir des données exhaustives en raison de la petite taille de sa population. Par exemple, dans une étude de Wise et ses collaborateurs (2019) sur les concentrations de métaux lourds chez des mysticètes (rorqual à bosse, rorqual commun et petit rorqual) présents dans le golfe du Maine, la baleine noire de l'Atlantique Nord a été exclue de l'échantillonnage en raison de la petite taille de sa population. Ces espèces présentaient des concentrations de chrome et de nickel, qui sont connus pour leur toxicité potentielle, nettement supérieures à celles mesurées chez des baleines noires australes présentes dans les mêmes zones du golfe du Maine (Wise *et al.* 2019); toutefois, le même régime alimentaire de ces trois espèces est différent de celui de la baleine noire de l'Atlantique Nord et de la baleine noire austral. Des tissus cutanés prélevés chez des baleines noires de l'Atlantique Nord présentes dans la baie de Fundy ont révélé la présence de chrome à des concentrations qui se sont avérées cytotoxiques et génotoxiques pour des cultures cellulaires de poumons et de testicules (Wise *et al.* 2008). La cytotoxicité et la génotoxicité induites par le chrome dans des fibroblastes pulmonaires et cutanés primaires de baleines noires de l'Atlantique Nord accentuent les préoccupations au sujet des répercussions possibles d'une exposition au chrome pour la santé (Chen *et al.* 2009). Il a également été démontré que l'exposition de cellules rénales de baleines noires de l'Atlantique Nord au cadmium entraîne des changements dans l'expression de gènes liés à la toxicité de ce métal (Ierardi *et al.* 2021).

Bien que la concentration de certains métaux lourds chez la baleine noire de l'Atlantique Nord puisse avoir des répercussions sur des fonctions cellulaires, aucun lien direct n'a été établi entre la cytotoxicité et la génotoxicité observées dans les cultures cellulaires et une morbidité ou un stress accru. Le niveau des répercussions pour l'individu a donc été évalué comme étant inconnu.

Niveau des répercussions pour la population : Inconnu

L'information limitée accessible sur les effets de la pollution par les métaux lourds nous a empêchés d'évaluer le niveau des répercussions pour la population; nous l'avons donc évalué comme étant inconnu.

Fréquence de la menace : Continue

Certains métaux lourds sont naturellement présents dans l'océan (Krishna *et al.* 2003); cependant, l'augmentation observée des concentrations de métaux lourds dans les océans du monde est due à des sources anthropiques (Ross *et al.* 2017). L'utilisation d'engrais et de pesticides agricoles, la consommation de combustibles fossiles, l'exploitation minière et l'élimination des déchets contribuent toutes à un rejet continu de métaux toxiques dans les océans (Ansari *et al.* 2004).

Étendue géographique de la menace : Vaste

Les concentrations de métaux lourds peuvent varier considérablement entre les eaux de surface et les eaux profondes, et d'un océan à l'autre (Mart *et al.* 1982). Cette variation est

encore plus grande dans les eaux côtières, qui sont particulièrement touchées par les apports anthropiques (Mart *et al.* 1982). Les baleines noires de l'Atlantique Nord sont surtout présentes dans les eaux côtières de l'Atlantique Nord-Ouest, sur le plateau continental, où les concentrations des différents métaux lourds dépendent de la source (Ansari *et al.* 2004). En raison de la variation de la concentration des métaux lourds dans la zone d'évaluation des eaux canadiennes et la zone d'évaluation de l'Atlantique Nord-Ouest, nous avons évalué l'étendue géographique de la menace comme étant vaste.

Sous-catégorie 3.3 : Développement et production énergétiques

Les océans du monde subissent une industrialisation croissante, les innovations et technologies nouvelles et en évolution contribuant à la poursuite du développement (Jouffray *et al.* 2020, Winther *et al.* 2020). Les développements en eaux côtières et extracôtières, les opérations de forage par des plateformes industrielles et la production d'énergie éolienne représentent toutes diverses menaces pour la baleine noire de l'Atlantique Nord en raison de la pollution sonore, du trafic maritime, des contaminants chimiques et de la modification des habitats.

Menace 3.3.1 : Développement en eaux côtières et extracôtières

La construction de sites en eaux côtières et extracôtières, notamment des éoliennes et des plateformes pétrolières et gazières, génère de la pollution acoustique et sonore attribuable au battage de pieux, au forage de poteaux, à l'utilisation d'explosifs, au dragage, au creusage de tranchées et à l'extraction de sédiments. Ce type de pollution sonore augmente dans les océans du monde entier (Kusku *et al.* 2018). La construction de parcs éoliens et d'autres structures en haute mer peut constituer une menace pour des cétacés, principalement en raison du bruit associé au battage de pieux (Madsen *et al.* 2006, Bailey *et al.* 2010; Dolman et Simmonds 2010, Dähne *et al.* 2013, Thompson *et al.* 2020) qui peut être l'une des sources de bruit sous-marin les plus intenses (Madsen *et al.* 2006, Thomsen *et al.* 2006). Le battage de pieux émet un bruit intense et impulsif qui se répand dans le milieu environnant à mesure que les éoliennes ou d'autres composantes structurelles sont enfoncées dans le fond marin (Amaral *et al.* 2020). Un marteau de battage vibrant produit généralement des sons dans la plage de 15 à 35 Hz (Dahl *et al.* 2015), avec des niveaux maximaux d'énergie sonore se situant dans la bande de fréquences de 100 Hz à 2 kHz. Cependant, une énergie sonore de jusqu'à 10 kHz peut être produite (Bailey *et al.* 2010, Haelters *et al.* 2013). Pour l'évaluation de la menace associée au développement en eaux côtières et extracôtières, nous avons mis l'accent sur le battage de pieux comme principale menace en raison du bruit intense associé à cette activité.

Probabilité de réalisation : Connue

Les sources d'énergie verte et renouvelable, telles que les panneaux solaires et les éoliennes en haute mer, sont une priorité élevée et connaissent un développement rapide (Bailey *et al.* 2010, Davis *et al.* 2023). Il y a de nouveaux développements au large du sud de la Nouvelle-Angleterre (Davis *et al.* 2023), notamment deux parcs éoliens dont la construction a été entamée en 2022 : le parc Vineyard Wind 1, situé à 24 km au sud de l'île Martha's Vineyard, qui est composé de 62 éoliennes espacées d'un mille marin (Vineyard Wind 2024), et le parc South Fork Wind (South Fork Wind 2024), situé au large de Long Island, dans l'État de New York, qui devrait être composé de 12 éoliennes. La figure 16 présente d'autres zones de concession où des parcs éoliens en sont à diverses étapes (planification, examen et délivrance de permis). En date du 1^{er} janvier 2024, il n'y avait pas de parcs éoliens dans la zone d'évaluation des eaux canadiennes. Cependant, la société Atlantic Canada Offshore Developments a annoncé le développement de quatre projets d'énergie éolienne en haute mer (un dans chacune des provinces de l'Atlantique) et affirme qu'il y a un grand potentiel de développement sur la côte atlantique et dans le golfe du Saint-Laurent (Norton Rose Fulbright 2023). Ainsi, des sites au large de la Nouvelle-Écosse, au Canada, pouvant convenir à la construction d'éoliennes sont en cours d'examen (Eamer *et al.* 2021, Cunanan *et al.* 2022, Daborn *et al.* 2025). Étant donné qu'il existe des parcs éoliens opérationnels ou en construction au large de la côte est des États-Unis, et que la construction d'autres parcs éoliens est prévue dans les deux zones d'évaluation, nous avons évalué cette menace comme étant connue.

Niveau des répercussions pour l'individu : Élevé

Avant d'entamer un projet de développement en eaux côtières ou extracôtières, il faut se pencher sur la modélisation de la propagation du bruit, les critères d'exposition au bruit des mammifères marins, les densités des espèces locales, le nombre d'individus potentiellement touchés et les conséquences potentielles à long terme au niveau de la population (Thompson *et al.* 2020). Les bruits explosifs et impulsifs de forte intensité provenant du battage de pieux peuvent endommager les oreilles des cétacés, réduire la portée de leurs communications, interférer avec leur recherche de nourriture, accroître leur vulnérabilité aux prédateurs et entraîner des comportements erratiques pouvant à leur tour avoir des répercussions sur la migration, l'accouplement et le potentiel d'échouement (Ketten *et al.* 1993; Thomson *et al.* 2020). Les bruits impulsifs générés par le battage de pieux peuvent également entraîner la mort

des cétacés (Thompson *et al.* 2020). Le niveau des répercussions pour l'individu a été évalué comme étant élevé, avec une certitude causale moyenne.

Niveau des répercussions pour la population : Inconnu

Nous n'avons pas accès à suffisamment d'information sur la baleine noire de l'Atlantique Nord pour évaluer le niveau des répercussions pour la population; nous l'avons donc évalué comme étant inconnu avec une certitude causale inconnue.

Fréquence de la menace : Récurrente

En général, le battage de pieux se déroule sur une période plus courte que celle des autres menaces. Bailey et ses collaborateurs (2010) ont étudié la durée d'opérations de battage de pieux réalisées dans l'inlet Moray Firth, situé dans la mer du Nord; ils ont estimé qu'elles duraient entre 108 et 157 minutes, la durée moyenne se chiffrant à 135 minutes par pieu sur cinq jours. Chaque pieu nécessitait entre 5 000 et 7 000 coups de marteau (moyenne de 6 223 coups). Le marteau frappait le pieu une fois par seconde environ (moyenne de 0,8 coup par seconde). Le bruit se répandait sur de longues distances, mais il était produit pendant quelques jours seulement et il serait possible d'en atténuer les répercussions en limitant le battage de pieux aux mois où la densité des mammifères marins est faible. Ainsi, en raison de la nature répétée du battage de pieux, nous avons évalué la *fréquence de la menace* comme étant *récurrente*.

Étendue géographique de la menace : Petite

Bien que le développement en eaux côtières et extracôtières soit en hausse, les parcs éoliens contemporains occupent une faible proportion de l'habitat de la baleine noire de l'Atlantique Nord. La répartition de l'espèce a changé; des individus se déplacent maintenant dans une zone au large du sud de la Nouvelle-Angleterre et s'y regroupent pour se nourrir et socialiser, ce qui soulève des préoccupations en raison des parcs éoliens en développement à l'ouest des hauts-fonds de Nantucket (Leiter *et al.* 2017, Stone *et al.* 2017, O'Brien *et al.* 2022). L'étendue géographique de la menace associée au développement en eaux côtières et extracôtières a été évaluée comme étant petite dans la zone d'évaluation des eaux canadiennes et la zone d'évaluation de l'Atlantique Nord-Ouest.

Menace 3.3.2 : Opérations de forage

Les opérations de forage peuvent produire une variété de sons, dont certains sont presque constants, à des fréquences faibles à moyennes (de 700 à 1 400 Hz; Hildebrand 2009). Dans une autre étude, l'énergie maximale des opérations de forage se produisait à 45 Hz avec une énergie élevée se produisant dans la bande de fréquences supérieures à 1 kHz (Huang *et al.* 2023). Dans l'est de la mer de Beaufort, le bruit d'opérations de forage peut être difficile à distinguer du bruit de fond naturel (Blackwell *et al.* 2017).

Probabilité de réalisation : Connue

Du pétrole et du gaz naturel sont extraits en haute mer dans la zone d'évaluation des eaux canadiennes depuis plus de 25 ans et, bien que certaines plateformes aient été mises hors service, l'industrie reste active dans cette zone (Moors-Murphy *et al.* 2024 et références qui y sont citées). La majorité des activités de forage dans les eaux au large des États-Unis se déroulent généralement en dehors de la zone d'évaluation de l'Atlantique Nord-Ouest.

Niveau des répercussions pour l'individu : Faible

Il y a peu d'information accessible sur les effets du bruit généré par les activités de forage sur la baleine noire de l'Atlantique Nord. Il a été déterminé que le niveau de bruit émis par des activités de forage sur le plateau néo-écossais se situait entre 130 et 190 dB par rapport à 1 μ Pa, qui n'est pas susceptible de causer des traumatismes sonores chez les mammifères marins (MacDonnell 2016). Cependant, la gamme de fréquences des sons produits pendant ces activités coïncide avec le champ auditif estimé de la baleine noire de l'Atlantique Nord (à partir de 20 à 22 kHz; Matthews et Parks 2021). Des baleines boréales ont réagi de diverses façons aux sons produits par des navires de forage et des appareils de dragage (tant pendant des opérations que pendant des expériences fondées sur l'utilisation d'enregistrements); entre autres, elles s'éloignaient des sons, cessaient de se nourrir, modifiaient leur comportement de plongée, de remontée à la surface et de respiration (Richardson *et al.* 1990) et présentaient des taux de vocalisations différents (Blackwell *et al.* 2017). En raison des effets comportementaux observés chez la baleine boréale ainsi que des effets liés à d'autres bruits émis par les navires et à d'autres types de pollution sonore, nous avons évalué le niveau des répercussions pour l'individu comme étant faible avec une certitude causale faible en raison du manque de données accessibles sur les répercussions de cette source de bruit sur d'autres espèces de mysticètes.

Niveau des répercussions pour la population : Inconnu

Nous n'avons pas assez d'information pour évaluer le niveau des répercussions du forage en haute mer sur la baleine noire de l'Atlantique Nord.

Fréquence de la menace : Récurrente

L'exploration et le forage pétroliers et gaziers en haute mer au large de la Nouvelle-Écosse et de Terre-Neuve-et-Labrador ont commencé en 1969. Le secteur pétrolier et gazier devrait demeurer actif dans certaines parties du Canada atlantique pendant de nombreuses années.

Trois projets ont été menés au large de la Nouvelle-Écosse : le projet Deep Panuke (cinq puits), le projet de l'île de Sable (21 puits de développement forés dans cinq champs) et le projet Cohasset-Panuke (total de 14 puits de production), qui ont été en activité de 1992 à 2018 (CNSOPB 2023). Ces projets comprenaient des puits de pétrole et de gaz naturel et ont été en activité de 1992 à 2018. Tous les sites ont été mis hors service et abandonnés (CNSOPB 2023).

Il y a cinq plateformes de forage au large de Terre-Neuve, soit Hibernia, Hebron, Terra Nova, White Rose et North Amethyst, qui sont toutes actuellement actives (CNLOPB 2023).

Étendue géographique de la menace : Limitée

Les études de caractérisation des sources sonores menées sur le plateau néo-écossais indiquent que la zone de propagation des bruits provenant des activités de forage est limitée (Moors-Murphy *et al.* 2024 et les références qui y sont citées); il est donc très peu probable que les activités de forage aient des répercussions dans la zone d'évaluation des eaux canadiennes. La majorité des activités de forage dans les eaux au large des États-Unis se déroulent généralement dans le golfe du Mexique, donc à l'extérieur de la zone d'évaluation de l'Atlantique Nord-Ouest. Par conséquent, pour les deux zones d'évaluation, l'étendue géographique de la menace a été évaluée comme étant limitée.

Menace 3.3.3 : Production d'énergie éolienne

Les parcs éoliens en haute mer génèrent de l'énergie renouvelable, mais ils peuvent avoir des conséquences — tant positives que négatives — sur l'environnement dans lequel ils sont exploités. Les principales préoccupations liées aux parcs éoliens sont l'augmentation des niveaux de bruit, le risque accru de collisions entre des navires et des mammifères marins, les collisions avec des oiseaux de mer, les changements dans les habitats benthiques et pélagiques où les parcs sont installés, les changements dans le réseau trophique et l'augmentation de la pollution due au trafic accru et au rejet de contaminants provenant du fond marin (Bailey *et al.* 2014). Les avantages potentiels pour l'environnement des parcs éoliens sont les récifs artificiels créés par les structures à la base de chaque éolienne, les effets d'abri et l'exclusion d'une partie ou de la totalité de l'effort de pêche (Bailey *et al.* 2014). Cependant, d'autres recherches sont nécessaires pour une évaluation complète des répercussions des parcs éoliens.

La présente évaluation des menaces est axée sur la phase opérationnelle de la production d'énergie dans les parcs éoliens. Les phases de développement et de construction des parcs éoliens sont associées à un certain nombre de menaces qui pèsent sur la baleine noire de l'Atlantique Nord. Ces menaces sont la pollution sonore causée par le battage de pieux et les levés sismiques, la présence accrue de navires et la pollution due aux contaminants chimiques rejetés par les sédiments, où certains métaux lourds s'accumulent (Ansari *et al.* 2004, Bailey *et al.* 2014). Les activités de production d'énergie éolienne entraînent également des changements dans la circulation des navires (Culloch *et al.* 2016, Yu *et al.* 2020) et les menaces qui y sont associées.

Probabilité de réalisation : Connue

Dans la zone d'évaluation de l'Atlantique Nord-Ouest, deux parcs éoliens sont exploités au large de la côte des États-Unis : le parc éolien Block Island, qui comporte cinq éoliennes, et le projet Coastal Virginia Offshore Wind, où deux éoliennes étaient exploitées en août 2023 et 150 autres devraient être installées d'ici 2026 (NASEM 2023, Energy.gov 2023). La Figure 16 présente d'autres zones de concession où des parcs éoliens sont à diverses étapes (planification, examen et délivrance de permis).

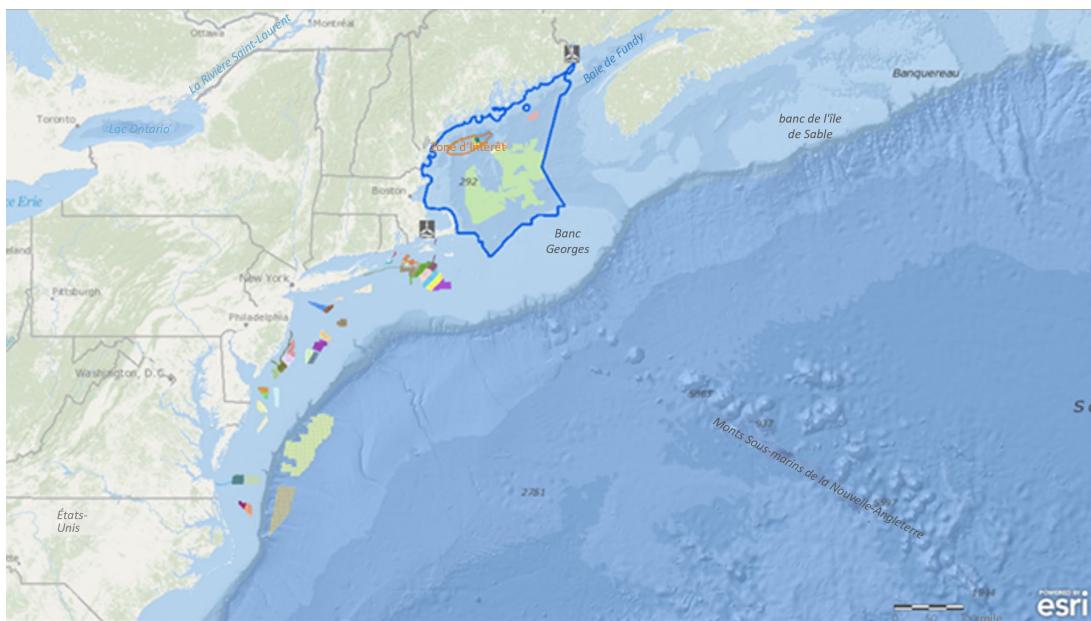


Figure 16. Les emplacements des *infrastructures de production et de transport énergétiques* proposées et existantes des parcs éoliens qui en sont à diverses étapes (planification, examen, délivrance de permis et exploitation; source : <https://www.northeastoceandata.org/data-explorer/?energy-infrastructure|planning-areas>). Les données proviennent de sources faisant autorité, notamment le Bureau of Ocean Energy Management, la Federal Energy Regulatory Commission, les États de la Nouvelle-Angleterre et marinecadastre.gov.

Des zones au large de la Nouvelle-Écosse, à savoir le Sydney Bight et les bancs French, du Milieu, de l'île de Sable, Western et d'Émeraude, dans la zone d'évaluation des eaux canadiennes ont été recommandées pour considération immédiate en tant que zones prometteuses pour des parcs éoliens (Figure 17, Daborn *et al.* 2025). Le banc de Misaine, le bassin de LaHave et le banc de Canso sont également des zones envisagées; cependant, des recherches et des consultations supplémentaires sont nécessaires à leur sujet (Daborn *et al.* 2025). La construction de parcs éoliens en haute mer devrait commencer en 2031 et leur exploitation pourrait commencer en 2033 (Daborn *et al.* 2025). Étant donné qu'il existe des parcs éoliens opérationnels ou en construction au large de la côte est des États-Unis, et que la construction d'autres parcs éoliens est prévue dans les deux zones d'évaluation, nous avons évalué cette menace comme étant connue.

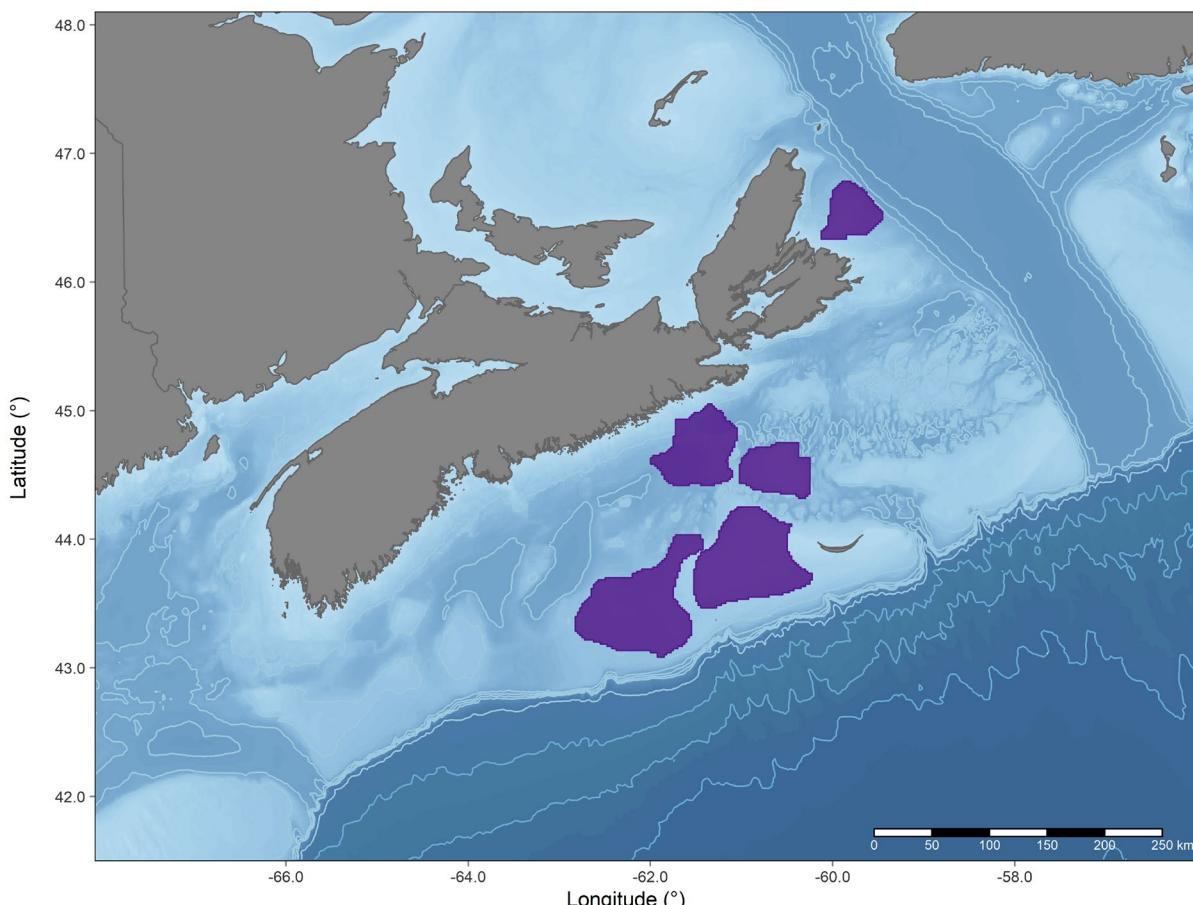


Figure 17. Zones proposées (en date de mars 2025) où le développement de parcs éoliens est envisagé (polygones violets) sur le plateau néo-écossais.

Niveau des répercussions pour l'individu : Inconnu

La baleine noire de l'Atlantique Nord dépend de processus biophysiques qui assurent l'approvisionnement et l'accumulation de ses proies (Sorochan *et al.* 2021). Il a été démontré que les parcs éoliens extracôtiers dans la mer du Nord et la mer d'Irlande contribuent à l'augmentation de la production primaire nette et du zooplancton (van der Molen *et al.* 2014) en raison de leurs effets sur la stratification de la colonne d'eau (Carpenter *et al.* 2016, Cazenave *et al.* 2016). Si les baleines noires de l'Atlantique Nord modifient leur répartition pour tirer parti de l'augmentation locale de leurs proies à proximité des parcs éoliens en haute mer, elles pourraient être exposées à un risque accru de collisions avec des navires en raison du trafic maritime qui y est associé et à un risque accru d'empêtrement dans des engins de pêche régionaux ou qui pourraient s'accumuler à la base des monopiles (NASEM 2023). Toutefois, personne ne sait avec certitude si les observations provenant de la mer du Nord et de la mer d'Irlande sont représentatives des conditions océanographiques des parcs éoliens au large de la côte est des États-Unis ou du Canada atlantique. Les effets hydrodynamiques des parcs éoliens en haute mer pourraient également entraîner une diminution de la production de zooplancton ou n'avoir aucun effet (NASEM 2023). Si la production locale de zooplancton diminue en raison de la présence de parcs éoliens, la fécondité de la baleine noire de l'Atlantique Nord pourrait être réduite parce que les périodes de faible disponibilité des proies ont été associées à une diminution des taux de mise bas chez l'espèce (Greene et Pershing 2004, Meyer-Gutbrod *et al.* 2015). En raison de l'incertitude au sujet des répercussions des parcs éoliens en haute mer sur les proies principales de l'espèce, les répercussions indirectes au niveau de l'individu sont inconnues.

En ce qui concerne les répercussions directes des parcs éoliens en haute mer, des baleines noires de l'Atlantique Nord pourraient s'empêtrer dans les cordages des parcs éoliens flottants (Harnois *et al.* 2015) et les répercussions seraient semblables à celles des empêtrements dans des engins de pêche au niveau de l'individu. Il n'y a pas de parcs éoliens flottants dans la zone d'évaluation des eaux canadiennes et la zone d'évaluation de l'Atlantique Nord-Ouest au moment de la présente évaluation; cependant, le gouvernement de la Nouvelle-Écosse envisage d'utiliser des structures éoliennes flottantes et fixes en haute mer (Daborn *et al.* 2025), et il existe une possibilité d'empêtrement dans les cordages des systèmes d'amarrage.

Une autre menace posée par les parcs éoliens en haute mer est la pollution sonore, car les éoliennes en exploitation génèrent continuellement du bruit avec des composantes à large bande et tonales et des sons harmoniques inférieurs à 1 000 Hz, ce qui équivaut au bruit produit par un grand navire commercial (Mooney *et al.* 2020). Comme les parcs éoliens en haute mer sont stationnaires, ils seront une source de bruit presque constante qui s'ajoutera à l'environnement acoustique de la baleine noire de l'Atlantique Nord.

Il est présumé que la plupart des répercussions des parcs éoliens en haute mer sur l'espèce sont de nature indirecte et comportementale (Madsen *et al.* 2006). Cependant, les effets à long terme des parcs éoliens en haute mer sont largement inconnus (Madsen *et al.* 2006, Silber *et al.* 2023). Le bruit constant généré par les éoliennes peut être une menace pour la baleine noire de l'Atlantique Nord, mais il existe encore une grande incertitude quant à tous les effets indirects de leur exploitation sur la baleine noire de l'Atlantique Nord; c'est pourquoi nous avons évalué le niveau des répercussions pour l'individu comme étant inconnu avec une certitude causale inconnue.

Niveau des répercussions pour la population : Inconnu

Il n'y a pas d'estimations contemporaines de la perte de population due aux parcs éoliens en haute mer pour la baleine noire de l'Atlantique Nord, et il est beaucoup plus probable que l'espèce soit touchée par les effets indirects des parcs éoliens en haute mer que par leurs effets directs. Par conséquent, le niveau des répercussions pour la population a été évalué comme étant inconnu.

Fréquence de la menace : Continue

Une fois installés, les parcs éoliens en haute mer seront exploités de façon continue jusqu'à leur mise hors service, soit pendant une période d'environ 30 ans (Mooney *et al.* 2020); la fréquence de la menace a donc été évaluée comme étant continue.

Étendue géographique de la menace : Petite

Les parcs éoliens en haute mer occupent actuellement une faible proportion de l'habitat de la baleine noire de l'Atlantique Nord; en effet, il y en a seulement deux dans les eaux du centre de l'Atlantique. La construction de parcs éoliens en haute mer est prévue dans la zone d'évaluation de l'Atlantique Nord-Ouest, tout comme l'expansion de parcs éoliens déjà présents. L'étendue géographique de la menace associée à la production d'énergie dans des parcs éoliens a été évaluée comme étant petite dans la zone d'évaluation des eaux canadiennes et dans la zone d'évaluation de l'Atlantique Nord-Ouest.

CATEGORIE DE MENACE 4 : ALTERATION DES CARACTERISTIQUES PHYSIQUES DES OCEANS

Menace 4.1.1 : Changements climatiques

Les changements climatiques touchent de nombreux aspects des océans, notamment le bilan thermique, la circulation océanique, le pH, la productivité du phytoplancton, la teneur en oxygène, les nutriments et le niveau de la mer (Reid *et al.* 2009). L'acidification des océans peut faire augmenter la distance parcourue par les bruits d'origine anthropique et les sons produits par les baleines (sous 10 kHz; Brewer et Hester 2009). Les changements climatiques ont également entraîné des changements dans la répartition de cétacés et de leurs proies (Poloczanka *et al.* 2016, van Weelden *et al.* 2021). Ces changements dans la répartition peuvent entraîner des changements dans la structure de l'écosystème, la fonction et les interactions entre des espèces (Doney *et al.* 2012), et ils peuvent modifier l'exposition de la baleine noire de l'Atlantique Nord à diverses menaces, telles que les collisions avec des navires et les empêtrements dans des engins de pêche (Meyer-Gutbrod *et al.* 2021).

Probabilité de réalisation : Connue

Les changements climatiques ont entraîné des transformations importantes d'écosystèmes côtiers et océaniques (IPCC 2023). Non seulement l'océan mondial s'est considérablement réchauffé depuis les années 1950, mais le taux de réchauffement a également presque doublé entre les années 1960 et 2010 (Cheng *et al.* 2022). Des changements localisés régionaux ont également été enregistrés. Le golfe du Maine, un habitat important pour la baleine noire de l'Atlantique Nord, a connu l'un des taux de réchauffement les plus rapides de tous les écosystèmes océaniques entre 2004 et 2013 (Pershing *et al.* 2015). Townsend et ses collaborateurs (2023) ont démontré que, depuis 2010, les conditions de base du golfe du Maine sont composées de températures et de salinités supérieures. La modélisation par simulation des changements climatiques pour l'Atlantique Nord-Ouest comprend des augmentations des températures de la surface de la mer pour les années 2070 à 2099 ainsi que d'autres changements, notamment liés à la profondeur maximale du réchauffement, au Gulf Stream et aux salinités de la surface de la mer (Alexander *et al.* 2020). Les changements climatiques se produisent dans l'Atlantique Nord-Ouest et continueront de se produire, de sorte que la probabilité de réalisation a été évaluée comme étant connue.

Niveau des répercussions pour l'individu : Inconnu

Des effets indirects des changements climatiques, comme les changements dans les sources de nourriture et la répartition, ont été bien documentés pour l'espèce (examinés dans Ratelle et Vanderlaan *et al.* 2025). Les changements dans la répartition exposent les baleines noires de l'Atlantique Nord à d'autres menaces lorsqu'elles se déplacent vers de nouvelles zones où des initiatives de conservation ne sont peut-être pas en place. Les changements de répartition observés quant aux habitats essentiels désignés dans les eaux canadiennes et le sud du golfe du Saint-Laurent sont probablement associés à des dépenses énergétiques accrues; toutefois, les changements dans les dépenses énergétiques ne sont généralement pas associés aux répercussions de menaces.

Les changements climatiques peuvent causer du stress chez des baleines noires de l'Atlantique Nord. Trumble et ses collaborateurs (2018) ont déterminé que les anomalies de la température de la surface de la mer (de 1970 à 2016) étaient positivement associées aux niveaux de cortisol chez des mysticètes (rorqual commun, rorqual à bosse et rorqual bleu). Cependant, d'autres répercussions sur les individus, telles que la perturbation, la morbidité, la mortalité, etc., n'ont pas été directement associées aux changements climatiques.

Ces derniers étant interreliés à de nombreuses autres menaces abordées ici, il est difficile d'évaluer le niveau des répercussions de leurs effets directs pour l'individu; c'est pourquoi le niveau des répercussions pour l'individu a été évalué comme étant inconnu avec une certitude causale inconnue.

Niveau des répercussions pour la population : Élevé

Les effets des changements climatiques sur les cétacés comprennent des changements dans les possibilités d'alimentation, ce qui entraîne une perte d'habitat et des changements dans la répartition (Kebke *et al.* 2022). La situation a déjà été observée pour la baleine noire de l'Atlantique Nord, qui est exposée à des menaces accrues en raison des changements dans sa répartition attribuables à la disponibilité des proies. Les efforts de modélisation fournis par Tulloch et ses collaborateurs (2019) au sujet de l'océan Austral ont démontré que des changements climatiques futurs menaceraient le rétablissement des mysticètes qui s'y nourrissent. De plus, les cétacés peuvent être directement touchés par les changements climatiques en raison de la perte d'habitat convenable pour leurs comportements fonctionnels (Kebke *et al.* 2022). Par exemple, Derville et ses collaborateurs (2019) ont estimé que de

nombreux sites de reproduction du rorqual à bosse deviendront trop chauds (plus de 28 °C) d'ici la fin du 21^e siècle.

Au cours des 100 prochaines années, les changements climatiques auront une incidence sur la disponibilité des proies et possiblement de l'habitat convenable; cependant, il n'y a pas d'estimations contemporaines de la perte de population due aux changements climatiques pour la baleine noire de l'Atlantique Nord. Les études sur la vulnérabilité aux changements climatiques peuvent fournir des renseignements sur la vulnérabilité de la population de baleines noires de l'Atlantique Nord aux changements climatiques. Albouy et ses collaborateurs (2020) ont évalué la sensibilité de 122 espèces de mammifères marins aux changements climatiques en fonction de 15 caractéristiques classées dans les catégories suivantes : alimentation, habitat, reproduction, comportement social et biologie. La sensibilité aux changements climatiques variait de 0 à 1. La sensibilité de la baleine noire de l'Atlantique Nord a été estimée à 0,88, ce qui correspond au 95^e centile de toutes les espèces considérées (Albouy *et al.* 2020). De même, dans une étude sur la vulnérabilité aux changements climatiques réalisée par Lettrich et ses collaborateurs (2023), la baleine noire de l'Atlantique Nord a obtenu une note très élevée pour la vulnérabilité globale, une mesure relative calculée à partir de la sensibilité biologique (capacité à tolérer des changements dans les conditions environnementales causés par le climat) et de l'exposition au climat (ampleur du changement environnemental). En raison de la grande vulnérabilité de l'espèce aux changements climatiques, ainsi que de leurs effets indirects et directs, le niveau des répercussions pour la population a été évalué comme étant élevé avec une certitude causale très élevée.

Fréquence de la menace : Continue

Les changements climatiques sont une menace qui se produit sans interruption et qui a été évaluée comme étant continue.

Étendue géographique de la menace : Considérable

Les changements climatiques se produisent partout dans le monde et, bien qu'il y ait une variation spatiale des répercussions et des taux de changement dans la zone d'évaluation des eaux canadiennes et la zone d'évaluation de l'Atlantique Nord-Ouest, l'étendue géographique de la menace associée aux changements climatiques a été évaluée comme étant considérable.

CATEGORIE DE MENACE 5 : ACTIVITES SCIENTIFIQUES

Menace 5.1.1 : Activités scientifiques

Dans les années 1950, les chercheurs spécialisés dans l'étude des baleines considéraient la baleine noire de l'Atlantique Nord comme étant essentiellement disparue du Canada ou presque (Kraus et Rolland 2007). Bill Watkins et Bill Schevill, des chercheurs du Woods Hole Oceanographic Institute, ont observé quelques baleines noires de l'Atlantique Nord dans la baie du Cap-Cod lors d'études acoustiques ciblant d'autres espèces dans les années 1960. Au cours des 20 années qui ont suivi, ces deux chercheurs ont observé le comportement et la biologie de ces baleines. Depuis les années 1980, la recherche sur la baleine noire de l'Atlantique Nord s'est considérablement développée à l'aide d'un vaste éventail de techniques, d'instruments et de plateformes.

Diverses activités sont incluses sous la menace associée aux activités scientifiques, chacune ayant des effets différents sur l'individu et la population. Les activités scientifiques comprennent ce qui suit, sans s'y limiter : les relevés aériens et par navire, le marquage invasif et non invasif, les biopsies de la peau et du lard, les approches à proximité avec un navire, les survols avec un aéronef sans équipage et les expériences fondées sur l'utilisation d'enregistrements acoustiques, notamment les sons produits par des congénères, des sonars ou des navires ou encore des signaux d'alerte.

Probabilité de réalisation : Connue

De 2014 à 2023, 60 articles de recherche dont le titre comportait « *Eubalaena glacialis* » ont été publiés (Web of Science, recherche effectuée le 5 novembre 2024). Le nombre d'articles augmentait à 141 avec les mêmes paramètres de recherche si « *Eubalaena glacialis* » était remplacé par « baleine noire de l'Atlantique Nord ». Ces publications dans la littérature primaire montrent la poursuite des recherches sur l'espèce.

En outre, les gouvernements fédéraux du Canada et des États-Unis ont pris des engagements de financement continus. Le gouvernement du Canada a mis en place un financement de 167,4 millions de dollars sur cinq ans dans le cadre de l'initiative de protection des baleines pour appuyer de nombreux ministères dans le rétablissement des populations de baleines en voie de disparition au pays, notamment la baleine noire de l'Atlantique Nord (TC 2022). En 2021, le gouvernement du Canada a octroyé un total de 5,3 millions de dollars à cinq entreprises canadiennes qui proposaient des solutions novatrices pour protéger la baleine noire

de l'Atlantique Nord (CSA 2021). En 2023, l'administration Biden-Harris a annoncé un financement historique de 82 millions de dollars pour l'espèce (Wagner 2023).

La réunion annuelle de 2024 du North Atlantic Right Whale Consortium (NARWC) a accueilli environ 300 participants en personne et 200 autres participants en ligne. L'événement a servi de tribune pour présenter des recherches, de nouvelles techniques, des stratégies de gestion et d'autres aspects clés liés à la conservation de l'espèce et en discuter.

La probabilité de réalisation des activités de recherche à l'appui de la conservation et du rétablissement de la baleine noire de l'Atlantique Nord a été évaluée comme étant connue, en raison de la probabilité de 90 à 100 % qu'elles soient réalisées au cours des 100 prochaines années.

Niveau des répercussions pour l'individu : Faible

Étant donné le large éventail d'activités scientifiques qui pourraient constituer une menace pour la baleine noire de l'Atlantique Nord, nous avons évalué le niveau des répercussions pour l'individu associé à chaque activité générale et avons évalué la menace que représente l'ensemble des activités scientifiques en fonction du niveau le plus élevé.

Relevés aériens

Des études quantitatives limitées ont examiné les effets des relevés aériens sur l'espèce; Richardson et ses collaborateurs (1995) ont remarqué que des baleines noires de l'Atlantique Nord semblaient souvent tolérer un aéronef monomoteur léger décrivant des cercles au-dessus d'elles, mais ils ont également observé certaines perturbations. Fairfield (1990) a noté que les petits groupes (trois individus ou moins) plongeaient pendant les survols effectués à environ 305 mètres lors des relevés aériens du programme d'évaluation des cétacés et des tortues. Un petit nombre de réactions comportementales a été observé chez des baleines boréales lorsqu'un hélicoptère Bell 212 les survolait à une altitude de 150 à 460 mètres, ou de 30 à 300 mètres dans les deux minutes suivant l'atterrissement ou le décollage, et lorsqu'il était stationnaire sur la glace avec le moteur en marche; ces réactions ont aussi été observées lorsqu'un aéronef Twin Otter était utilisé à une altitude comprise entre 150 et 460 mètres, faisait des cercles au-dessus des baleines à une altitude de 460 mètres ou les survolait (Luksenburg et Parsons 2009 et les références qui y sont citées). Les réactions, qui comprenaient des plongées abruptes, des sauts hors de l'eau, des claquements de la queue, des changements de direction et de brèves remontées à la surface, ont été observées dans 14 % des cas avec l'hélicoptère Bell 212 et dans 2,2 % des cas avec l'aéronef Twin Otter (Luksenburg et Parsons 2009 et les références qui y sont citées). Les baleines noires australes réagissaient rarement fortement aux aéronefs qui décrivaient des cercles au-dessus d'elles (Payne *et al.* 1983, cité dans Richardson *et al.* 1995) et, comme les baleines boréales, elles nageaient rapidement ou plongeaient et leurs réactions étaient brèves (Richardson *et al.* 1995). Le niveau des répercussions pour l'individu des relevés aériens a été évalué comme étant faible avec une certitude causale élevée.

Relevés par navire

Les répercussions pour l'individu des relevés par navire et des approches à proximité par navire sont abordées ci-dessus dans la catégorie de menace du trafic maritime. Il convient de noter que des navires de recherche étaient en cause dans deux collisions connues et documentées avec des baleines noires de l'Atlantique Nord (Wiley *et al.* 2016).

Marquage

Les dispositifs électroniques de suivi et de captage de données biologiques (étiquettes) sont des outils essentiels dans la recherche sur les cétacés, fournissant des données précieuses sur la physiologie, le comportement et l'écologie. Cette information appuie les initiatives de gestion et de conservation visant à protéger les cétacés en voie de disparition (Andrews *et al.* 2019). Il y a des étiquettes qui peuvent être installées de façon invasive ou non lors de la recherche scientifique; les étiquettes invasives diffèrent sur les plans de la taille, de la configuration et de la pénétration dans la couche hypodermique du tégument (lard) et le fascia (Andrews *et al.* 2019). Les étiquettes installées de façon invasive chez les grandes baleines, notamment la baleine noire de l'Atlantique Nord, posent des risques pour la santé et le bien-être de l'individu marqué (Andrews *et al.* 2019). Quelques études menées sur les répercussions d'étiquettes invasives chez des mysticètes pourraient être utilisées aux fins de l'évaluation du niveau des répercussions pour l'individu. Les étiquettes non invasives, qui sont habituellement fixées à l'aide de ventouses, ne nécessitent pas d'attache sous-cutanée et n'ont pas été prises en compte dans la présente évaluation.

Une enflure localisée et régionale, une dépression au site de marquage, une extrusion de graisse, une perte de peau et un changement de couleur ont été observés chez des mysticètes étiquetés, notamment des baleines noires de l'Atlantique Nord, des baleines noires australes, des baleines grises et des rorquals bleus (Kraus *et al.* 2000, Moore *et al.* 2013, Best *et al.* 2015, Gendron *et al.* 2015, Norman *et al.* 2018, Andrews *et al.* 2019, Charlton *et al.* 2023). Aucun effet

sur la reproduction n'a été observé chez les baleines noires australes et les rorquals à bosse portant une étiquette invasive (Robbins *et al.* 2013, Charlton *et al.* 2023), et Best et ses collaborateurs (2015) n'ont constaté aucun effet du marquage sur les taux de reproduction et de mortalité de la baleine noire australe. Pirotta et Thomas (2024) ont examiné les effets d'une technologie plus ancienne et plus invasive sur la baleine noire de l'Atlantique Nord, et ils n'ont noté aucun effet manifeste sur la santé ou la probabilité de mise bas en raison de la petite taille de l'échantillon et de facteurs de confusion. Gendron et ses collaborateurs (2015) ont signalé qu'un rorqual bleu avait connu des échecs de reproduction pendant la période où l'attache sous-cutanée rompue d'une étiquette lui avait causé de l'enflure importante. Cependant, Charlton et ses collaborateurs (2023) ont discuté de la nécessité d'expliquer cette variation de la reproduction rapportée par Gendron et ses collaborateurs (2015) parce que de nombreux facteurs pourraient avoir contribué à l'échec de la reproduction et que l'état corporel de l'animal en question n'était pas abordé dans le document.

Des étiquettes invasives ont été posées sur des centaines de grandes baleines, notamment des rorquals à bosse, des baleines boréales, des rorquals communs, des rorquals bleus, des baleines noires l'Atlantique Nord, des baleines noires du Pacifique Nord, des baleines noires australes, des baleines grises, des petits rorquals et de grands cachalots (Gulland *et al.* 2024 et les références qui y sont citées), et aucune mortalité n'a été attribuée à leur utilisation. Cependant, il existe un cas enregistré d'un épaulard (*Orcinus orca*) mourant d'une infection fongique (mucormycose) à la suite de l'introduction de spores par la fixation percutanée d'une étiquette satellite (Huggins *et al.* 2020). Les mortalités de mammifères marins liées à une mucormycose dans le Pacifique Nord-Ouest sont inhabituelles et inexpliquées (Huggins *et al.* 2020), et elles ne sont pas prises en compte dans l'évaluation de cette menace.

Selon les critères liés aux épisodes de mortalité inhabituels de la NOAA, les enflures et les dépressions en elles-mêmes ne suffisent pas pour le classement d'une blessure comme étant de gravité moyenne ou élevée dans la catégorie de la morbidité (Costidis *et al.* 2023). Les enflures et les dépressions observées ayant été causées par la pose d'une étiquette invasive ne seraient pas prises en compte dans le dénombrement des cas de morbidité lors des épisodes de mortalité inhabituels pour la baleine noire de l'Atlantique Nord. Ainsi, le niveau des répercussions pour l'individu a été évalué comme étant faible avec une certitude causale élevée.

Biopsies de la peau et du lard

Les biopsies de la peau et du lard peuvent fournir des renseignements précieux sur la génétique, l'épigénétique, le régime alimentaire et les hormones liées à la grossesse et au stress (Frasier *et al.* 2007a, Graham *et al.* 2021, Moore *et al.* 2021 et les références qui y sont citées, Crossman *et al.* 2024). Dans un examen des techniques de biopsie pour les cétacés, Noren et Mocklin (2012) ont conclu que les biopsies pratiquées chez des mysticètes donnaient lieu à des réactions comportementales faibles à modérées et de courte durée; par exemple, les rorquals à bosse fouettaient la surface avec leur queue et les rorquals communs s'immergeaient (Gauthier et Sears 1999). Dans une autre étude, la majorité des rorquals à bosse n'ont montré aucune réaction aux prélèvements par biopsie (Garrigue et Derville 2022). D'après les réactions comportementales d'autres mysticètes à des biopsies de la peau et du lard, le niveau des répercussions pour l'individu a été évalué comme étant faible avec une certitude causale élevée.

Survols avec des aéronefs sans équipage

Les aéronefs sans équipage sont de plus en plus utilisés lors des recherches sur les cétacés. Divers types d'aéronefs sans équipage ont été utilisés pour l'étude de la physiologie thermique, la collecte de données de photogrammétrie, le prélèvement d'échantillons de souffle et même la pose d'étiquettes de captage de données biologiques (Durban *et al.* 2016, Pirotta *et al.* 2017, Christiansen *et al.* 2019, 2022, Lonati *et al.* 2022, Wiley *et al.* 2023, O'Mahony *et al.* 2024, Pirotta *et al.* 2024). Quelques études ont fourni des preuves anecdotiques ou limitées que les mysticètes n'affichaient pas de réactions comportementales aux activités d'aéronefs sans équipage (p. ex. Christiansen *et al.* 2016, Durban *et al.* 2016, Pirotta *et al.* 2017, Torres *et al.* 2018). Lors d'une étude approfondie sur des baleines noires australes femelles accompagnées de leur petit, Christiansen et ses collaborateurs (2020) n'ont détecté aucune réaction comportementale aux approches à proximité avec des aéronefs sans équipage; le niveau des répercussions pour la baleine noire de l'Atlantique Nord au niveau de l'individu a donc été évalué comme étant faible avec une certitude causale élevée, mais il convient de noter qu'il n'est pas possible d'attribuer un effet en fonction des critères.

Expériences fondées sur l'utilisation d'enregistrements acoustiques

Mathews et Parks (2021) ont fourni un résumé des réactions que des baleines noires de l'Atlantique Nord ont eues lors d'expériences fondées sur l'utilisation d'enregistrements de vocalisations de congénères et de baleines noires australes, de bruits produits par des navires et de signaux d'alerte anthropiques. Les réactions comportementales comprenaient des

changements dans la direction et l'orientation de la nage, les comportements de plongée et la recherche de nourriture (Mathews et Parks 2021 et les références qui y sont citées). Ainsi, le niveau des répercussions pour la baleine noire de l'Atlantique Nord au niveau de l'individu lors des expériences fondées sur l'utilisation d'enregistrements acoustiques a été évalué comme étant faible avec une certitude causale très élevée.

Nous avons évalué six activités scientifiques différentes qui pourraient constituer une menace pour l'espèce. Au Canada et aux États-Unis, les activités scientifiques sont assujetties à un examen rigoureux au moyen de comités de protection des animaux et de processus de délivrance de permis en vue d'assurer que leurs répercussions sont acceptables et adaptées à la situation de la population concernée. Comme le niveau des répercussions pour l'individu de chacune des six activités scientifiques a été évalué comme étant faible, il a été évalué comme étant faible pour l'ensemble des activités scientifiques avec une certitude causale élevée.

Niveau des répercussions pour la population : Faible

Le niveau des répercussions pour la population de baleines noires de l'Atlantique Nord a été évalué comme étant faible, car le niveau des répercussions pour l'individu a été évalué comme étant généralement faible, aucune mortalité connue n'a été observée et aucun changement dans la reproduction n'a été observé ni pour l'espèce ni pour des espèces étroitement apparentées. Les activités scientifiques entraîneront peu de changements dans la population, et il est peu probable que cette menace mette en péril la survie ou le rétablissement de l'espèce. La certitude causale a été évaluée comme étant élevée, car celle de la plupart des renseignements relatifs au niveau des répercussions pour l'individu a également été évaluée comme étant élevée.

Fréquence de la menace : Continue

Des recherches ciblant la baleine noire de l'Atlantique Nord sont menées continuellement, en particulier avec l'archivage des données de suivi acoustique passif dont elle est l'objet. Divers programmes de recherche se chevauchent dans le temps et l'espace, et il y a une progression spatio-temporelle des relevés. Les relevés aériens ciblant la baleine noire de l'Atlantique Nord commencent habituellement dans l'aire de mise bas méridionale à la mi-novembre et se poursuivent jusqu'à la mi-avril. Dans le centre de l'Atlantique, les relevés commencent en novembre et se poursuivent jusqu'en juin, tandis qu'ils sont effectués d'octobre à septembre dans les eaux du nord-est des États-Unis et du golfe du Maine. Dans les eaux canadiennes, les relevés aériens sont généralement effectués de la mi-avril à la mi-novembre, tandis que les relevés par navire ont généralement lieu de juin à septembre. De nombreux autres projets de recherche sont menés pendant les relevés susmentionnés. La fréquence de la menace a donc été évaluée comme étant continue.

Étendue géographique de la menace : Vaste

Des activités de recherche et de suivi ciblant la baleine noire de l'Atlantique Nord ont lieu dans l'ensemble de son aire de répartition au Canada et aux États-Unis. Les activités de suivi comprennent des relevés aériens systématiques, des relevés par marquage-recapture, des relevés par navire et un suivi acoustique passif au moyen de systèmes d'archivage, de planeurs et de bouées en temps quasi réel (NARWC 2024b).

Des études par marquage invasif et non invasif ont été réalisées dans de nombreux habitats de la baleine noire de l'Atlantique Nord, comme la baie de Fundy, le sud du golfe du Saint-Laurent, la baie du Cap-Cod, le Grand chenal Sud et l'aire de mise bas méridionale (p. ex. Mate *et al.* 1997, Matthews *et al.* 2001, Baumgartner et Mate 2003, McCordic *et al.* 2016, Root-Gutteridge *et al.* 2018, Wright *et al.* 2024).

D'autres recherches sur la baleine noire de l'Atlantique Nord et des études connexes sur ses proies ont été menées dans toute l'aire de répartition de l'espèce (p. ex. Weinrich *et al.* 2000, Baumgartner *et al.* 2003, Pershing *et al.* 2009, Hlista *et al.* 2009, Patrician et Kenney 2010, Mussoline *et al.* 2012, Davies *et al.* 2014, Gowan et Ortega-Ortiz 2014, Rice *et al.* 2014, Hodge *et al.* 2015, Durette-Morin *et al.* 2019, Sorochan *et al.* 2019, Brennan *et al.* 2021, Ross *et al.* 2021, Sorochan *et al.* 2021, Helenius *et al.* 2024, Johnson *et al.* 2024). Cependant, la majorité des activités de recherche sont axées sur les habitats essentiels et les zones de regroupement de l'espèce et, par conséquent, l'étendue géographique de la menace a été évaluée comme étant vaste.

CATEGORIE DE MENACE 6 : PECHE DIRECTE

Menace 6.1.1 : Chasse ou pêche à la baleine

La baleine noire de l'Atlantique Nord a déjà fait l'objet d'une chasse intense remontant au 11^e siècle (Aguilar 1981, 1986). Chassée à l'origine par le Pays basque, l'espèce a également été chassée par plusieurs autres pays longeant l'Atlantique Nord (Allen 1908, Aguilar 1986). La chasse à la baleine a été particulièrement intense aux 16^e et 17^e siècles; la diminution des

stocks et les faibles prises enregistrées peu après ont révélé une surexploitation et la quasi-éradication de la population de l'Atlantique Nord-Est à la fin du 17^e siècle et de la population de l'Atlantique Nord-Ouest au milieu du 18^e siècle (Allen 1908, Aguilar 1981, 1986, Reeves et Mitchell 1986b, Reeves 2001).

Au 19^e siècle, la chasse à la baleine s'est poursuivie le long de la côte est des États-Unis, en particulier dans le sud-est, le long de la Caroline du Sud et de la Géorgie (Reeves *et al.* 1978, Reeves et Mitchell 1986a,b). Au moins 150 baleines noires de l'Atlantique Nord ont été tuées par des baleiniers des États-Unis entre les années 1850 et 1890 dans le sud-est du pays, près du cap Farvel (Groenland), dans la baie Cintra (Afrique de l'Ouest) et dans d'autres zones extracôtières (Reeves *et al.* 2007). En 1950, deux baleines ont été capturées dans le golfe du Saint-Laurent par des pêcheurs de la Gaspésie (Mitchell et Reeves 1983). La chasse à la baleine dans les eaux côtières des îles Britanniques, de l'Irlande, de l'Islande, de la Norvège, des îles Féroé et de l'est du Canada entre 1889 et 1951 a causé de 140 à 150 mortalités environ, mais il s'agit probablement d'une sous-estimation (Reeves *et al.* 2007).

Au cours du 20^e siècle, la chasse s'est poursuivie dans l'Atlantique Nord-Est et le long de la côte est des États-Unis (Reeves *et al.* 1978, Brown 1986, Reeves *et al.* 1999, Reeves 2001). Environ 135 baleines noires de l'Atlantique Nord ont été tuées dans l'Atlantique Nord-Est entre 1900 et 1937 (Brown 1986). Trois captures ont été effectuées au Canada, la dernière ayant eu lieu au large de Terre-Neuve en 1951 (Sergeant 1966, Mead 1986, Mitchell et Reeves 1983).

Probabilité de réalisation : Faible

Les baleines noires ont reçu une protection internationale en 1935 dans le cadre de la Convention internationale pour la réglementation de la chasse à la baleine, mais cette protection n'a pas été observée par tous les pays qui pratiquaient la chasse à la baleine. Un nouvel accord a été conclu en 1946 et est encore en vigueur pour tous les membres de la Commission baleinière internationale (Brown 1986). La baleine noire de l'Atlantique Nord est protégée à l'échelle internationale, mais il y a une petite chance qu'elle soit la cible d'une chasse de subsistance pratiquée par les Autochtones, qui est approuvée par la Commission baleinière internationale (Nussbaum Wichert et Nussbaum 2017), au cours des 100 prochaines années. Même si c'est très peu probable, la baleine noire de l'Atlantique Nord pourrait être ciblée par une chasse de subsistance des Autochtones au cours des 100 prochaines années. Nous avons donc évalué la probabilité de réalisation comme étant faible.

Niveau des répercussions pour l'individu : Extrême

Après avoir été chassée pendant un millénaire, la baleine noire de l'Atlantique Nord présente une faible diversité génétique (Malik *et al.* 2000, Waldick *et al.* 2002, Frasier *et al.* 2007b, Crossman *et al.* 2023). La population présente depuis peu des taux relativement élevés de consanguinité (Crossman *et al.* 2023), ce qui pourrait entraîner un faible succès de reproduction en raison d'une dépression de consanguinité (Crossman *et al.* 2024). La perte de diversité génétique causée par la chasse à la baleine continue d'avoir une incidence sur l'espèce (Malik *et al.* 2000, Rosenbaum *et al.* 2000), et une reprise de la chasse à la baleine pourrait exacerber son faible succès de reproduction.

Les anciens engins de chasse donnaient lieu à un grand nombre de baleines perdues. Les baleines touchées (harponnées) étaient classées comme suit :

1. touchée, tuée et traitée;
2. touchée, mais échappée, et présumée comme ayant survécu;
3. touchée, mais échappée moribonde (lance ou sang jaillissant; engin de chasse attaché);
4. touchée, tuée, mais non traitée (IWC 1986).

Ces baleines étaient souvent appelées « touchées, mais perdues » ou « touchées et perdues ». Les blessures des baleines touchées et perdues qui survivaient allaient de blessures mineures qui guérissaient à des blessures graves se soldant par la mort (Vighi *et al.* 2021). De plus, dans la chasse de subsistance de la baleine boréale pratiquée par les Autochtones, il continue d'y avoir des mentions de baleines touchées et perdues (Suydam *et al.* 2006, Reeves et Lee 2022 et références qui y sont citées). Bien que le sort des baleines touchées et perdues soit majoritairement inconnu tout au long de l'histoire de la chasse à la baleine, il a été estimé que la majorité des baleines touchées et perdues lors de la chasse de subsistance en Alaska avaient de faibles chances de survie (Suydam *et al.* 2006). L'effet des blessures subies par les baleines touchées et perdues sur la reproduction subséquente est inconnu. Cependant, la chasse de subsistance de la baleine boréale en Alaska a capturé des femelles gestantes à divers stades, notamment celui du fœtus à terme, ainsi que des femelles en lactation (p. ex. Suydam *et al.* 2019; Scheimreif *et al.* 2022). Nous avons donc évalué le niveau des répercussions pour l'individu comme étant extrême avec une certitude causale très élevée.

Niveau des répercussions pour la population : Faible

Nous avons classé le niveau des répercussions pour la population comme étant faible avec une certitude causale très élevée, en supposant qu'une approche de précaution serait appliquée si une chasse à la baleine était pratiquée à l'avenir et que, par conséquent, seuls quelques animaux seraient capturés, ce qui entraînerait peu de changements dans la taille de la population.

Fréquence de la menace : Récurrente

Au Canada, les baleines noires de l'Atlantique Nord sont protégées par le *Règlement sur les mammifères marins* pris en application de la *Loi sur les pêches* (L.R.C. 1985, ch. F-14) et de la *Loi sur les espèces en péril* (L.C. 2002, ch. 9). Il est très peu probable qu'une chasse commerciale à la baleine noire de l'Atlantique Nord soit pratiquée au cours des 100 prochaines années, compte tenu de la taille de la population et de sa protection. Cependant, il y a une faible possibilité qu'une chasse de subsistance soit pratiquée par les Autochtones au cours des 100 prochaines années. Au Canada, la chasse aux cétacés cible principalement la baleine boréale, le béluga (*Delphinapterus leucas*), le narval (*Monodon monoceros*), le marsouin commun (*Phocoena phocoena*), le dauphin à nez blanc (*Lagenorhynchus albirostris*) et le dauphin à flancs blancs de l'Atlantique (*Lagenorhynchus acutus*; p. ex. Freeman *et al.* 1992, Reeves 2002, Harley Eber 1989, Nunny et Simmonds 2022). La baleine noire de l'Atlantique Nord n'a pas été la cible d'une chasse de subsistance (p. ex. IWC 1977, Freeman *et al.* 1992, Suydam et George 2021). Comme il existe une faible possibilité que la baleine noire de l'Atlantique Nord soit périodiquement la cible d'une chasse de subsistance, la fréquence de la menace a été évaluée comme étant récurrente.

Étendue géographique de la menace : Petite

Par le passé, la chasse à la baleine était pratiquée dans tout l'océan Atlantique Nord, notamment dans des zones de la zone d'évaluation des eaux canadiennes et des zones plus vastes le long de la côte est des États-Unis. Cependant, les données passées sur la chasse à la baleine pratiquée par les Autochtones ne sont pas concluantes tant pour le Canada que pour les États-Unis (Reeves *et al.* 2007 et références qui y sont citées). En supposant qu'une approche de précaution serait appliquée si une chasse à la baleine était pratiquée et que les zones de chasse seraient limitées en raison du petit nombre de baleines capturées, nous avons évalué l'étendue géographique de la menace associée à la chasse à la baleine comme étant petite dans les deux zones d'évaluation.

CATEGORIE DE MENACE 7 : ÉPUISEMENT DES RESSOURCES

Menace 7.1.1 : Réduction des sources de nourriture en raison de la pêche dirigée

La baleine noire de l'Atlantique Nord se nourrit principalement d'espèces du genre *Calanus* qui en sont aux derniers stades de développement et qui sont riches en lipides, le *Calanus finmarchicus* étant l'espèce dominante (Wishner *et al.* 1988, 1995, Murison et Gaskin 1989, Mayo et Marx 1990, Beardsley *et al.* 1996, Baumgartner *et al.* 2003, Baumgartner et Mate 2003, Michaud et Taggart 2007, Davies *et al.* 2015). Les trois espèces du genre *Calanus* qui sont les plus abondantes dans l'Atlantique Nord sont le *C. finmarchicus* (en particulier dans l'Atlantique Nord-Ouest) et le *C. glacialis* et le *C. hyperboreus* (présents principalement dans l'océan Arctique, Parent *et al.* 2011). Le *C. hyperboreus* est un grand copépode calanoïde qui est présent dans les eaux arctiques et subarctiques de l'Atlantique et qui contribue à la communauté zooplanctonique dans les eaux profondes du golfe du Saint-Laurent, du golfe du Maine et du plateau néo-écossais (Runge et Simard 1990, Sameoto et Herman 1990, Johnson *et al.* 2018). Le *C. finmarchicus* est l'espèce dont l'abondance et la biomasse sont dominantes dans la plupart des habitats de la baleine noire de l'Atlantique Nord, sauf dans le golfe du Saint-Laurent, où c'est le *C. hyperboreus* qui est plus abondant (Sorochan *et al.* 2019). La baleine noire de l'Atlantique Nord peut également compléter son régime alimentaire avec d'autres espèces de zooplancton, y compris *Pseudocalanus* spp., le *Centropages typicus* et des euphausiacés (Collett 1909, Watkins et Schevill 1976, Mayo et Marx 1990).

Par le passé, la pêche commerciale du zooplancton ciblait environ 20 espèces différentes, dont des copépodes, des mysididés, des euphausiacés, des *Sergestidae* et des *Scyphomedusae*, les copépodes étant utilisés comme nourriture pour les poissons d'aquarium et les salmonidés d'élevage (Omori 1978). L'utilisation d'espèces de zooplancton, en particulier le *C. finmarchicus*, comme solution de recharge aux huiles de poisson comme source d'acides gras oméga-3 eicosapentaénoïque (AEP) et docosahexaénoïque (DHA; Prado-Cabrero et Nolan 2021) a suscité un regain d'intérêt. Une pêche des copépodes pourrait également être une source de nourriture ou de supplément à haute teneur en protéines et durable pour l'aquaculture au Canada atlantique.

Probabilité de réalisation : Faible

La pêche commerciale du copépode *C. finmarchicus* est pratiquée à petite échelle dans plusieurs régions depuis au moins les années 1960, avec des prises annuelles déclarées d'environ 18 à 45 tonnes (Omori 1978). En comparaison, les euphausiacés ont fait l'objet d'une pêche plus intensive dans les eaux antarctiques (plus de 9 072 tonnes par an dans certains cas), bien qu'une recherche de solutions de rechange ait commencé après que les stocks de baleines aient commencé à montrer des signes de déclin (Prado-Cabrero et Nolan 2021).

En Norvège, des pressions ont récemment été exercées pour que la pêche aux copépodes soit considérablement élargie, et le *C. finmarchicus* suscite de plus en plus d'intérêt (FiskerForum 2019, Gairn 2023, Johansen 2023). Cependant, malgré le nombre de permis accordés aux pêcheurs et un important quota annuel, il y a eu peu d'adoption. Il n'y a eu aucune capture de *C. finmarchicus* en 2020 et 2021, et les captures de copépodes en 2022 n'ont été que d'environ 900 tonnes malgré le quota de 254 000 tonnes (FiskerForum 2019, Gairn 2023, Johansen 2023).

Une enquête menée par le Conseil international pour l'exploration de la mer a permis d'estimer que la consommation de *C. finmarchicus* par les poissons et invertébrés pélagiques et mésopélagiques ne laisse pas à elle seule suffisamment de biomasse pour permettre l'existence d'une pêche (Prado-Cabrero et Nolan 2021). En outre, les niveaux de prises accessoires de la pêche aux copépodes sont présumés être suffisants pour réduire considérablement la biomasse des œufs et des larves de poisson (p. ex. morue franche [*Gadus morhua*], Prado-Cabrero et Nolan 2021); une pêche dirigée devrait donc être pratiquée dans des zones où ces prises accessoires seraient réduites.

Au Canada, en vertu de la Politique sur les nouvelles pêches d'espèces fourragères du MPO (MPO 2009b), toute nouvelle pêche visant une espèce fourragère comme les copépodes devrait atteindre les cinq objectifs suivants :

1. maintenir l'espèce cible, les prises accessoires et les espèces écologiquement dépendantes dans les limites des fluctuations naturelles de l'abondance;
2. maintenir les relations écologiques (p. ex. prédation et compétition) entre les espèces touchées directement ou indirectement par la pêche dans les limites des fluctuations naturelles de ces relations;
3. réduire autant que possible les risques de voir survenir dans l'abondance des espèces ou dans leurs relations entre elles des changements qui seraient difficiles ou impossibles à renverser;
4. maintenir le plein potentiel reproductif de l'espèce fourragère, notamment sa diversité génétique et la structure géographique de sa population;
5. ouvrir des possibilités pour des pêches commerciales viables.

Le premier objectif peut être difficile à atteindre compte tenu des effets indirects des changements climatiques sur l'espèce et des changements observés dans sa répartition en raison de l'évolution des sources de proies.

En raison des faibles prises déclarées et du faible intérêt pour la pêche commerciale aux copépodes dans d'autres territoires de compétence, ainsi que des exigences de la Politique sur les nouvelles pêches d'espèces fourragères du MPO (MPO 2009b), la *probabilité de réalisation* a été évaluée comme étant *faible*.

Niveau des répercussions pour l'individu : Inconnu

Il est difficile d'évaluer les répercussions potentielles d'une pêche ciblant les proies de la baleine noire de l'Atlantique Nord. Des études ont montré que la variabilité de l'abondance des proies a une incidence sur la santé de l'espèce, ses tendances en matière de survie et de reproduction à long terme étant liées aux changements dans l'indice des proies élaboré par Pirotta et ses collaborateurs (2023). Étant donné que la variation naturelle de l'abondance et de la répartition des proies a des effets mesurables sur la santé, la survie et la répartition de la baleine noire de l'Atlantique Nord, le prélèvement supplémentaire d'espèces de proies par une pêche dirigée pourrait exacerber ces effets observés. Une pêche dirigée des espèces du genre *Calanus* pourrait avoir des répercussions négatives importantes si elle était pratiquée à grande échelle et de façon soutenue aux endroits et aux moments où les baleines noires de l'Atlantique Nord se regroupent pour s'alimenter. Cependant, il n'y a pas assez de renseignements pour bien évaluer le *niveau des répercussions pour l'individu* des pêches ciblant les proies de l'espèce; en effet, il n'y a pas d'information disponible sur le fonctionnement de ce type de pêche. Par conséquent, le niveau des répercussions de cette menace a été classé comme étant inconnu.

Niveau des répercussions pour la population : Inconnu

La baleine noire de l'Atlantique Nord est une espèce très mobile qui est capable de s'adapter à la variabilité de la répartition de ses proies à l'échelle régionale (Baumgartner *et al.* 2017). Des changements dans sa répartition attribuables à des changements dans la répartition des espèces du genre *Calanus* ont déjà été observés. La réduction de l'abondance des proies attribuable à une pêche les ciblant pourrait entraîner d'autres changements dans la répartition de l'espèce parce que les baleines noires de l'Atlantique Nord cherchent les lieux où leurs proies se regroupent en quantité suffisante pour répondre à leurs besoins énergétiques. Cependant, les répercussions potentielles d'une pêche dirigée dépendraient de son échelle et de sa cooccurrence spatio-temporelle.

Pour estimer les changements dans la probabilité de quasi-extinction de la baleine noire de l'Atlantique Nord, Runge et ses collaborateurs (2023) ont examiné les effets d'un retour de l'abondance de ses proies aux niveaux observés avant 2010. Ils ont constaté qu'une disponibilité croissante des proies, en gardant constants les effets des menaces associées aux empêtrements dans des engins de pêche et aux collisions avec des navires, réduisait de 6 % la probabilité de quasi-extinction (Runge *et al.* 2023), ce qui donne à penser que d'autres réductions de la disponibilité des proies pourraient avoir des conséquences au niveau de la population pour cette espèce. En l'absence de renseignements sur l'échelle, l'étendue spatiale et le moment d'une pêche dirigée, le niveau des répercussions pour la population a été évalué comme étant inconnu.

Certitude causale : Inconnue et inconnue

En ce qui concerne le *niveau des répercussions pour l'individu*, peu de renseignements disponibles permettent d'évaluer cette menace, que ce soit pour la baleine noire de l'Atlantique Nord ou d'autres cétacés. Il a été présumé que la concurrence avec les pêches ciblant ses espèces de proies avait causé de la malnutrition chez le grand dauphin (Bearzi *et al.* 2003) et qu'elle avait été un facteur clé dans un épisode de mortalité massive du dauphin bleu et blanc (*Stenella coeruleoalba*) dans la Méditerranée (Aguilar 2000). Cependant, Plagányi et Butterworth (2009) affirment qu'il est pratiquement impossible d'étayer solidement les affirmations selon lesquelles la prédation par les mammifères marins a un effet négatif sur une pêche ou vice versa. Par conséquent, la certitude causale quant au niveau des répercussions pour l'individu et la population a été évaluée comme étant inconnue.

Fréquence de la menace : Récurrente

En supposant que les cinq objectifs de la Politique sur les nouvelles pêches d'espèces fourragères du MPO (MPO 2009b) seraient atteints, il existe une faible possibilité qu'une pêche dirigée des espèces de proies de la baleine noire de l'Atlantique Nord puisse avoir lieu au cours des 100 prochaines années. Personne ne sait pas comment ce type de pêche fonctionnerait, mais compte tenu de la saisonnalité des stades biologiques des copépodes, la fréquence de la menace a été évaluée comme étant récurrente.

Étendue géographique de la menace : Inconnu

Comme la pêche dirigée des proies de la baleine noire de l'Atlantique Nord est une menace prévue qui ne s'est pas réalisée dans le passé, il y a peu d'information sur les espèces ou les zones connexes qui seraient ciblées. Par conséquent, l'étendue géographique de la menace a été évaluée comme étant inconnue pour la zone d'évaluation de l'Atlantique Nord-Ouest et la zone d'évaluation des eaux canadiennes.

DISCUSSION

RESULTATS DE L'EVALUATION DES MENACES

La baleine noire de l'Atlantique Nord est surnommée « baleine urbaine » (Kraus et Rolland 2007) parce qu'elle a tendance à être présente dans des eaux fortement industrialisées et qu'elle fait face à de multiples menaces. Cette évaluation des menaces a permis d'évaluer certaines des menaces actuelles et prévues qui se réalisent non seulement dans les eaux canadiennes, mais aussi dans l'ensemble des principales zones d'habitat de l'espèce. La plupart des menaces recensées se réalisent à une fréquence continue et sur une étendue considérable dans les habitats principaux et les corridors de migration de l'espèce. D'autres menaces pourraient être recensées à l'avenir, et l'évaluation des répercussions des menaces actuelles et futures pourrait changer si des initiatives de conservation élargies ou nouvelles étaient mises en œuvre à l'appui de la survie et du rétablissement de l'espèce.

Le niveau des répercussions de la menace associée aux déversements d'hydrocarbures a été évalué comme étant élevé pour la population et extrême pour l'individu, mais il convient de noter que cette évaluation était fondée sur des déversements de grande envergure, tels que ceux de la plateforme Deepwater Horizon et de l'*Exxon Valdez*. La relation dose-réponse liée aux déversements d'hydrocarbures est généralement inconnue pour les cétacés, et les

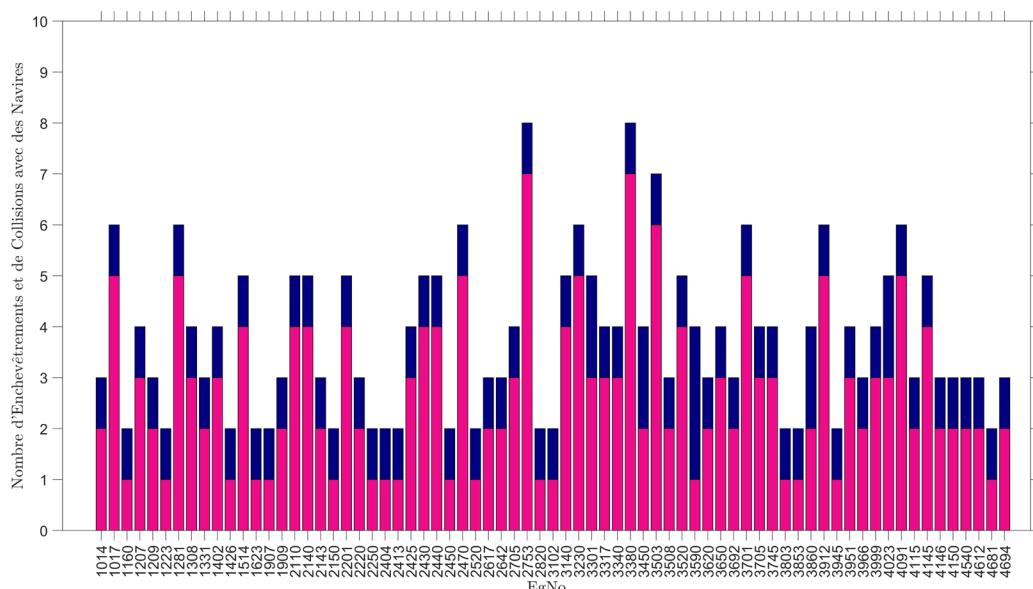
déversements d'envergure bien plus petite qui se produisent plus fréquemment peuvent avoir des conséquences moins graves pour la baleine noire de l'Atlantique Nord.

La chasse à la baleine est une menace qui n'existe plus; cependant, une chasse de subsistance pourrait être pratiquée par les Autochtones au cours des 100 prochaines années. La chasse à la baleine a eu des répercussions importantes au niveau de la population par le passé et elle pourrait encore en avoir, car la population de baleines noires de l'Atlantique Nord présente des niveaux extrêmement faibles de diversité génétique et des signes de consanguinité (Frasier *et al.* 2013, Crossman *et al.* 2023). Bon nombre des autres menaces abordées ici pourraient également avoir des répercussions à long terme sur la population qui n'ont pas encore été observées ou mesurées.

Le niveau des répercussions pour la population a été classé comme étant inconnu pour environ la moitié (52 %) des menaces. Il est estimé que seulement 37 % environ des mortalités sont observées directement, les autres étant cryptiques (Pace *et al.* 2021). De plus, la cause de 23 % des mortalités observées entre 2003 et 2018 était indéterminée (Sharp *et al.* 2019). Les mortalités non observées et les mortalités observées de cause inconnue ou indéterminée pourraient être le résultat de menaces dont les répercussions potentielles ne peuvent pas être évaluées à l'heure actuelle en raison d'un manque d'information. Par conséquent, il ne faut pas présumer que les menaces dont le niveau des répercussions pour la population est classé comme étant inconnu n'ont pas de répercussions à l'échelle de l'individu ou de la population.

EFFETS CUMULATIFS

L'absence d'une approche analytique concernant les effets cumulatifs entrave notre capacité à évaluer les répercussions de multiples menaces sur la baleine noire de l'Atlantique Nord (Harcourt *et al.* 2019). Toutes les menaces recensées dans cette évaluation ont été évaluées de façon indépendante; cependant, presque toutes les menaces se réalisent continuellement dans l'ensemble des principales zones d'habitat de l'espèce et leurs effets pourraient être cumulatifs. De plus, de nombreuses baleines ont été confrontées à ces menaces à plusieurs reprises et en combinaison. Knowlton et ses collaborateurs (2012) ont estimé que 59 % des baleines noires de l'Atlantique Nord s'étaient empêtrées plus d'une fois et qu'un individu avait été observé empêtré sept fois. L'élargissement de la série chronologique utilisée dans l'étude de Knowlton et ses collaborateurs (2012) pour y inclure les années 1990 à 2021 (NARWC 2024a) révèle que la baleine EgNo 1507 (« Manta ») s'est empêtrée à neuf reprises et qu'elle a subi une blessure grave en 2020. La baleine EgNo 3590 (« Dog-Ear ») a été heurtée par un navire à trois reprises et s'est empêtrée une fois. Selon la base de données anthropiques du NARWC, 71 baleines noires de l'Atlantique Nord ont fait face à des collisions avec des navires et à des empêtrements à plusieurs reprises (Figure 18), et il s'agit de menaces pour lesquelles la majorité des cas laissent des preuves physiques. En revanche, la pollution chimique par les polluants organiques persistants, les plastiques, les débris marins, les métaux lourds et les déversements d'hydrocarbures, ainsi que la pollution sonore générée par les navires, les levés sismiques, l'utilisation de technologies acoustiques actives, les opérations de forage et la production d'énergie éolienne, sont actuellement difficiles à évaluer ou à suivre dans le cadre des évaluations visuelles de la santé et de la modélisation (p. ex. Pettis *et al.* 2004, Schick *et al.* 2013, 2016, Rolland *et al.* 2016).



Les changements climatiques et certaines autres menaces, telles que les activités de forage et la production d'énergie éolienne, sont également difficiles à évaluer, car elles peuvent avoir des effets généralisés sur l'habitat et son utilisation par la baleine noire de l'Atlantique Nord en modifiant des processus écosystémiques ou des caractéristiques de l'habitat. Une menace qui entraîne des changements dans la répartition ou un changement dans les caractéristiques environnementales, notamment la disponibilité des proies, pourrait miner les initiatives de conservation et les efforts de gestion entrepris pour protéger la baleine noire de l'Atlantique Nord (e.g., Record et al. 2019).

LIGNES DIRECTRICES SUR L'EVALUATION DES MENACES

Les lignes directrices du MPO sur l'évaluation des menaces (MPO 2014b) ont tendance à être qualitatives, peuvent être interprétées de différentes façons et sont parfois difficiles à mettre en œuvre. Nous avons modifié plusieurs définitions qui s'y trouvent de manière à les adapter à la baleine noire de l'Atlantique Nord. Malgré ces modifications, plusieurs aspects de la démographie, de la biologie de la reproduction et de la santé de l'espèce ne sont pas pris en compte dans l'évaluation du risque de chaque menace. De plus, la baleine noire de l'Atlantique Nord est une espèce longévive et, bien que les menaces aient été évaluées sur trois générations ou 100 ans, les effets à long terme de certaines des menaces dans les catégories de la pollution et du développement et de la production d'énergie sont inconnus au moment de cette évaluation et il pourrait s'écouler plusieurs générations avant qu'ils puissent être pleinement observés et quantifiés.

Les lignes directrices (MPO 2014b) visent une évaluation qualitative des menaces, plusieurs menaces pouvant être classées de la même façon. Le niveau des répercussions des menaces associées aux collisions avec des navires, aux empêtrements dans des engins de pêche et aux déversements d'hydrocarbures a été classé comme étant élevé ou extrême pour la baleine noire de l'Atlantique Nord. Cependant, pour certaines espèces, il peut exister d'autres renseignements permettant de classer l'importance relative des menaces évaluées de façon similaire. Dans le cas de la baleine noire de l'Atlantique Nord, il a été démontré que les empêtrements représentaient un risque plus élevé que celui des collisions avec des navires (Knowlton et al. 2012, Linden et al. 2024, Runge et al. 2023). Lors de l'évaluation officielle du potentiel de rétablissement d'une population, les lignes directrices du MPO (MPO 2014c) stipulent qu'il faut examiner les avantages de l'atténuation de chaque menace et évaluer leur incidence relative sur la population. Toutefois, dans les cas où l'évaluation des menaces est effectuée séparément, ces types de renseignements ne sont pas pris en compte par la méthode prescrite.

Moors-Murphy et ses collaborateurs (2024) ont également éprouvé des difficultés relatives au cadre, mais pour des raisons différentes (p. ex. information limitée sur une espèce hauturière). Pour certaines espèces, les limites associées à la quantité de données disponibles sont encore plus grandes. Pour la baleine noire de l'Atlantique Nord, la quantité d'information sur certaines menaces a mené à d'autres défis. Par exemple, le fait d'avoir deux paramètres distincts (estimations de modèle ou prélèvement biologique potentiel) afin d'évaluer le niveau des répercussions pour la population a fait en sorte qu'une même menace a été classée différemment selon le paramètre utilisé pour la quantification de la composante « compromettre la survie ou le rétablissement de la population » de la définition.

Lors de l'évaluation du risque de chaque menace, nous avons principalement utilisé la perte d'individus pour déterminer quantitativement le niveau des répercussions pour la population. Dans l'évaluation des menaces pesant sur la baleine à bec commune (Moors-Murphy et al. 2024), le niveau des répercussions pour la population a plutôt été évalué de façon qualitative, c'est-à-dire le niveau auquel une menace compromet la survie ou le rétablissement de l'espèce (Tableau 1). Cependant, aucune de ces approches utilisées pour quantifier le niveau des répercussions pour la population ne tenait compte des effets sublétaux qu'une menace peut avoir sur les individus (MPO 2014b). Les effets sublétaux des menaces pesant sur la baleine noire de l'Atlantique Nord sont des blessures graves, la morbidité, le harcèlement, des perturbations, un stress accru et des effets sur la reproduction, qui peuvent tous avoir des répercussions sur la survie et le rétablissement de l'espèce. Cette information devrait être intégrée à l'évaluation des menaces.

Nous avons seulement utilisé le niveau des répercussions pour la population afin de déterminer le risque de chaque menace, mais nous avons également déterminé le niveau des répercussions pour l'individu de chaque menace, comme Moors-Murphy et ses collaborateurs (2024; tableau 2) l'ont fait. En général, il y a plus d'information qui permet d'évaluer les répercussions des menaces au niveau de l'individu, notamment les effets sublétaux, ce qui pourrait entraîner une réduction du nombre de menaces dont le niveau des répercussions est évalué comme étant inconnu. Par exemple, si le risque de la menace pour la baleine noire de l'Atlantique Nord était fondé sur le niveau des répercussions pour l'individu, seuls les polluants organiques persistants, la pollution par les métaux lourds, la production d'énergie éolienne, les

changements climatiques et la réduction des sources de nourriture (pêche dirigée des copépodes) auraient un niveau des répercussions classé comme étant inconnu. Il existe différentes façons d'intégrer ce paramètre, notamment la méthodologie utilisée dans les études sur la vulnérabilité aux changements climatiques (p. ex. Hare *et al.* 2016) ou le simple remplacement du niveau des répercussions pour la population par le niveau des répercussions pour l'individu. Dans la présente évaluation, si le niveau des répercussions pour l'individu était utilisé dans la détermination du risque des menaces, 52 % (12 sur 23) des menaces présenteraient un risque élevé, une menace présenterait un risque moyen et cinq menaces présenteraient un risque faible; ainsi, le niveau de risque changerait pour 48 % des menaces. Il est essentiel de connaître les effets au niveau de l'individu pour évaluer le niveau des répercussions d'une menace au niveau de la population (Hague *et al.* 2022, Pirotta *et al.* 2022, Tyack *et al.* 2022), et il faudrait envisager de les intégrer dans les méthodes de détermination du risque des menaces.

L'autre paramètre dans le calcul du risque de la menace est la probabilité de réalisation, et les lignes directrices (MPO 2014b) n'indiquent pas clairement si le pourcentage de chance fourni dans la définition correspond à une menace qui se produit une fois, au moins une fois ou un nombre quelconque de fois sur trois générations. Il s'agit de probabilités très différentes. Par exemple, la probabilité qu'un empêtrement dans un engin de pêche se produise chaque année est presque nulle ($8,3 \times 10^{-39}$), alors que la probabilité maximale d'un empêtrement annuel dans un engin de pêche (0,041) se produit à 92 empêtrements (Figure 5). Comme nous avons évalué la probabilité de réalisation sur trois générations pour nous assurer d'utiliser une période biologiquement pertinente pour la baleine noire de l'Atlantique Nord, presque toutes les menaces ont été classées comme étant connues, ce qui rend ce paramètre non discriminatoire et moins utile aux fins de l'évaluation.

AUTRES FACTEURS A PRENDRE EN CONSIDERATION

Cette évaluation des menaces portait uniquement sur les menaces anthropiques qui pèsent sur la baleine noire de l'Atlantique Nord; elle ne tenait pas compte de facteurs limitatifs, comme la variation naturelle de la disponibilité des proies, la prédation, les biotoxines, les proliférations d'algues toxiques, les maladies ou la consanguinité (voir Vanderlaan *et al.* 2025).

CONCLUSIONS

L'espèce fait face à une pléthore de menaces, notamment des menaces passées qui ont encore des répercussions, des menaces actuelles malgré la mise en œuvre d'initiatives de conservation et des menaces prévues qui sont en cours de développement ou qui n'existent pas encore. Certaines menaces ont des répercussions extrêmes sur la baleine noire de l'Atlantique Nord, tandis que d'autres ont des répercussions qui ont été difficiles à évaluer. Bon nombre des menaces se recoupent, et les effets cumulatifs de ces menaces n'ont pas été évalués. Il est essentiel pour la survie et le rétablissement de la baleine noire de l'Atlantique Nord de ne pas se concentrer uniquement sur les mortalités et les répercussions au niveau de la population. L'étude de la santé des individus et des taux de reproduction fournira des renseignements supplémentaires qui éclaireront les initiatives de conservation. Il est essentiel de déployer des efforts de modélisation pour définir les répercussions des menaces sur l'état et la tendance de la population de baleines noires de l'Atlantique Nord (Moore *et al.* 2021), déterminer quelles menaces contribuent le plus aux changements dans la santé, la reproduction et la survie et mieux comprendre les effets cumulatifs de multiples menaces.

REMERCIEMENTS Nous remercions le North Atlantic Right Whale Consortium ainsi que les nombreux employés et bénévoles qui recueillent des renseignements sur les blessures anthropiques chez les baleines noires de l'Atlantique Nord et qui participent aux nécropsies. Nous remercions Catalina Gomez, Adèle Labbé, Stephanie Ratelle, Robyn Walker, Wilfried Beslin, Jason Roberts, Tim Cole, Amy Knowlton, Hilary Moors-Murphy, Heather Smith, Kevin Sorochan, Roxanne Gillett, Veronique Lesage, Sean MacConnachie et les autres membres du Comité national d'examen par les pairs sur les mammifères marins d'avoir participé aux discussions, formulé des avis et des critiques et contribué à cette évaluation des menaces.

RÉFÉRENCES CITÉES

- Affatati, A. and Camerlenghi, A. 2023. Effects of marine seismic surveys on free-ranging fauna: a systematic literature review. *Frontiers in Marine Science*. 10, p.1222523, doi:10.3389/fmars.2023.1222523.
- Aguilar, A. 1981. The black right whale, *Eubalaena glacialis*, in the Cantabrian Sea. Report of the International Whaling Commission. 31, pp. 457-459.

-
- Aguilar, A. 1986. A review of old Basque whaling and its effect on the right whales (*Eubalaena glacialis*) of the North Atlantic. *Report of the International Whaling Commission*, Special Issue 10, p. 191-199.
- Aguilar, A. 2000. Population biology, conservation threats and status of Mediterranean striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*). *Journal of Cetacean Research and Management*. 2(1), pp. 17-26.
- Albouy, C., Delattre, V., Donati, G., Frölicher, T.L., Albouy-Boyer, S., Rufino, M., Pellissier, L., Mouillot, D. and Leprieur, F. 2020. Global vulnerability of marine mammals to global warming. *Scientific Reports*. 10, p.548.
- Alexander, M.A., Shin, S.I., Scott, J.D., Curchitser, E. and Stock, C., 2020. The response of the Northwest Atlantic Ocean to climate change. *Journal of Climate*. 33(2), pp.405-428.
- Allen, J.A. 1908. The North Atlantic right whale and its near allies. *Bulletin of the American Museum of Natural History*. 24, pp. 277-329.
- Albouy, C., Delattre, V., Donati, G., Frölicher, T.L., Albouy-Boyer, S., Rufino, M., Pellissier, L., Mouillot, D. and Leprieur, F. 2020. Global vulnerability of marine mammals to global warming. *Scientific Reports*. 10(1), p.548.
- Almroth, B.C. and Eggert, H. 2019. Marine plastic pollution: sources, impacts, and policy issues. *Review of Environmental Economics and Policy*. 13(2), pp. 317-326.
- Alzugaray, L., Di Martino, M., Beltramino, L., Rountree, V.J., Sironi, M. and Uhart, M.M. 2020. Anthropogenic debris in the digestive tract of a southern right whale (*Eubalaena australis*) stranded in Golfo Nuevo, Argentina. *Marine Pollution Bulletin*. 161a, p.111738.
- Amaral, J.L., Miller, J.H., Potty, G.R., Vigness-Raposa, K.J., Frankel, A.S., Lin, Y.T., Newhall, A.E., Wilkes, D.R. and Gavrilov, A.N. 2020. Characterization of impact pile driving signals during installation of offshore wind turbine foundations. *The Journal of the Acoustical Society of America*. 147(4), pp.2323-2333.
- Andrews, R.D., Baird, R.W., Calambokidis, J., Goertz, C.E., Gulland, F.M., Heide-Jørgensen, M.P., Hooker, S.K., Johnson, M., Mate, B., Mitani, Y. and Nowacek, D.P. 2019. Best practice guidelines for cetacean tagging. *Journal of Cetacean Research and Management*. 20, pp.27-66.
- Ansari, T.M., Mawaerr, I.L. and Tariq, N. 2004. Heavy metals in marine pollution perspective-a mini review. *Journal of Applied Sciences*. 4(1), pp.1-20.
- Avila, I.C., Kaschner, K. and Dormann, C.F. 2018. Current global risks to marine mammals: taking stock of the threats. *Biological Conservation*. 221, pp.44-58.
- Bailey, H., Brookes, K.L. and Thompson, P.M. 2014. Assessing environmental impacts of offshore wind farms: lessons learned and recommendations for the future. *Aquatic Biosystems*. 10(1), pp.1-13.
- Bailey, H., Senior, B., Simmons, D., Rusin, J., Picken, G. and Thompson, P.M. 2010. Assessing underwater noise levels during pile-driving at an offshore windfarm and its potential effects on marine mammals. *Marine Pollution Bulletin*, 60(6), pp.888-897.
- Bath, G. E., Price, C. A., Rile, K. L., and Morris, J. A., Jr. 2023. A global review of protected species interactions with marine aquaculture. *Reviews in Aquaculture*. 15(4), pp. 1–34.
- Baugh, K.A., Robbins, J., Schultz, I.R. and Ylitalo, G.M. 2023. Persistent organic pollutants in female humpback whales *Megaptera novaeangliae* from the Gulf of Maine. *Environmental Pollution*. 316, p.120616.
- Baulch, S. and Perry, C. 2014. Evaluating the impacts of marine debris on cetaceans. *Marine Pollution Bulletin*. 80(1-2), pp.210-221.
- Baumgartner, M.F., Cole, T.V., Clapham, P.J. and Mate, B.R. 2003. North Atlantic right whale habitat in the lower Bay of Fundy and on the SW Scotian Shelf during 1999-2001. *Marine Ecology Progress Series*. 264, pp.137-154.
- Baumgartner, M.F. and Mate, B.R. 2003. Summertime foraging ecology of North Atlantic right whales. *Marine Ecology Progress Series*. 264, pp.123-135.
- Baumgartner, M.F., Wenzel, F.W., Lysiak, N.S. and Patrician, M.R. 2017. North Atlantic right whale foraging ecology and its role in human-caused mortality. *Marine Ecology Progress Series*. 581, pp.165-181.
- Beardsley, R.C., Epstein, A.W., Chen, C., Wishner, K.F., Macaulay, M.C. and Kenney, R.D. 1996. Spatial variability in zooplankton abundance near feeding right whales in the Great South Channel. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*. 43(7-8), pp.1601-1625.

-
- Bearzi, G., Reeves, R.R., Notarbartolo-di-Sciara, G., Politi, E., Cañadas, A., Frantzis, A. and Mussi, B. 2003. Ecology, status and conservation of short-beaked common dolphins *Delphinus delphis* in the Mediterranean Sea. *Mammal Review*. 33(3), pp.224-252.
- Best, P.B., Bannister, J.L., Brownell Jr, R.L. and Donovan, G.P. 2001. Report of the workshop on status and trends of western North Atlantic right whales. *The Journal of Cetacean Research and Management*. 2, pp.61-87.
- Best, P.B., Mate, B. and Lagerquist, B. 2015. Tag retention, wound healing, and subsequent reproductive history of southern right whales following satellite-tagging. *Marine Mammal Science*. 31(2), pp.520-539.
- Brewer, P.G. and Hester, K. 2009. Ocean acidification and the increasing transparency of the ocean to low-frequency sound. *Oceanography*. 22(4), pp.86-93.
- Bishop, A.L., Crowe, L.M., Hamilton, P.K. and Meyer-Gutbrod, E.L. 2022. Maternal lineage and habitat use patterns explain variation in the fecundity of a critically endangered baleen whale. *Frontiers in Marine Science*. 9, p.880910.
- Blackwell, S.B., Nations, C.S., McDonald, T.L., Greene Jr, C.R., Thode, A.M., Guerra, M. and Michael Macander, A. 2013. Effects of airgun sounds on bowhead whale calling rates in the Alaskan Beaufort Sea. *Marine Mammal Science*. 29(4), pp. E342-E365.
- Blackwell, S.B., Nations, C.S., Thode, A.M., Kauffman, M.E., Conrad, A.S., Norman, R.G. and Kim, K.H. 2017. Effects of tones associated with drilling activities on bowhead whale calling rates. *PLoS One*. 12(11), p.e0188459.
- Blair, H.B., Merchant, N.D., Friedlaender, A.S., Wiley, D.N. and Parks, S.E. 2016. Evidence for ship noise impacts on humpback whale foraging behaviour. *Biology Letters*. 12(8), p.20160005.
- Blaylock, R.A., Hain, J.W., Hansen, L.J., Palka, D.L., Waring, G.T., Bisack, K.D., Bravington, M., Northridge, S.P., Quintal, J.M., Rubenstein, B. and Williams, A.S. 1995. US Atlantic and Gulf of Mexico marine mammal stock assessments. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC. 363.
- Blondin, H., Garrison, L.P., Adams, J.D., Roberts, J.J., Good, C.P., Gahm, M.P., Lisi, N.E. and Patterson, E.M. 2025. Vessel strike encounter risk model informs mortality risk for endangered North Atlantic right whales along the United States east coast. *Scientific Reports*. 15(1), p.736.
- Bourque, L., Wimmer, T., Lair, S., Jones, M., Daoust, P.-Y. 2020. Incident Report: North Atlantic Right Whale Mortality Event in Eastern Canada, 2019. Collaborative Report Produced by: Canadian Wildlife Health Cooperative and Marine Animal Response Society. 210 pp. Available at: https://www.cwhc-rcsf.ca/docs/2019%20NARW%20incident%20report_June%202020.pdf (Accessed: 22 January 2024).
- Bowles, D. 1999. An overview of the concentrations and effects of metals in cetacean species. *Journal of Cetacean Research and Management*. pp.125-148.
- Brennan, C.E., Maps, F., Gentleman, W.C., Lavoie, D., Chassé, J., Plourde, S. and Johnson, C.L. 2021. Ocean circulation changes drive shifts in *Calanus* abundance in North Atlantic right whale foraging habitat: a model comparison of cool and warm year scenarios. *Progress in Oceanography*. 197, p.102629.
- Brennan, C.E., Maps, F., Gentleman, W.C., Plourde, S., Lavoie, D., Chassé, J., Lehoux, C., Krumhansl, K.A. and Johnson, C.L. 2019. How transport shapes copepod distributions in relation to whale feeding habitat: demonstration of a new modelling framework. *Progress in Oceanography*. 171, pp.1-21.
- Brewer, P.G. and Hester, K. 2009. Ocean acidification and the increasing transparency of the ocean to low-frequency sound. *Oceanography*, 22(4), pp.86-93.
- Brown, D. 2010. For the record: The Top Ten Worst Spills. *AAPG Explorer*. 31(6), p. 22.
- Brown, S.G. 1986. Twentieth-century records of right whales (*Eubalaena glacialis*) in the northeast Atlantic Ocean. *Reports of the International Whaling Commission*, Special Issue 10, pp. 121-127. Available at: <https://archive.iwc.int/?r=470&k=89cf7291d4> (Accessed: 22 January 2024).
- Brown, M.W., Fenton, D., Smedbol, K., Merriman, C., Robichaud-Leblanc, K., and Conway, J.D. 2009. Recovery Strategy for the North Atlantic Right Whale (*Eubalaena glacialis*) in Atlantic Canadian Waters [Final]. Species at Risk Act Recovery Strategy Series. Fisheries and Oceans Canada. vi + 66p.

-
- Burkhardt-Holm, P. and N'Guyen, A. 2019. Ingestion of microplastics by fish and other prey organisms of cetaceans, exemplified for two large baleen whale species. *Marine Pollution Bulletin*. 144, pp.224-234.
- Burnham, R., Vagle, S., Van Buren, P. and Morrison, C. 2022. Spatial Impact of Recreational-Grade Echosounders and the Implications for Killer Whales. *Journal of Marine Science and Engineering*. 10(9), p.1267.
- Butler, S., Ibarra, D., and Coffen-Smout, S. 2019. Maritimes Region Longline and Trap Fisheries Footprint Mapping for Marine Spatial Planning and Risk Assessment. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3293: v + 30 p.
- Campbell-Malone, R., Barco, S.G., Daoust, P.Y., Knowlton, A.R., McLellan, W.A., Rotstein, D.S. and Moore, M.J. 2008. Gross and histologic evidence of sharp and blunt trauma in North Atlantic right whales (*Eubalaena glacialis*) killed by vessels. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*. 39(1), pp.37-55.
- Carpenter, J.R., Merckelbach, L., Callies, U., Clark, S., Gaslikova, L. and Baschek, B. 2016. Potential impacts of offshore wind farms on North Sea stratification. *PloS One*. 11(8), p.e0160830.
- Cassoff, R.M., Moore, K.M., McLellan, W.A., Barco, S.G., Rotstein, D.S. and Moore, M.J. 2011. Lethal entanglement in baleen whales. *Diseases of Aquatic Organisms*. 96(3), pp.175-185.
- Castellote, M., Clark, C.W. and Lammers, M.O. 2012. Acoustic and behavioural changes by fin whales (Balaenoptera physalus) in response to shipping and airgun noise. *Biological Conservation*. 147(1). pp.115-122.
- Caswell, H., Fujiwara, M., and Brault, S. 1999. Declining survival probability threatens the North Atlantic right whale. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 96(6), pp. 3308-3313.
- Cazenave, P. W., Torres, R., and Allen, J. I. 2016. Unstructured grid modeling of offshore wind farm impacts on seasonally stratified shelf seas. *Progress in Oceanography*. 145, pp.25-41.
- CCG NAVWARNs [Canadian Coast Guard Navigational Warnings]. 2024. Available at: <https://nis.ccg-gcc.gc.ca/public/rest/menu/en/topics>. [Accessed 07 Aug. 2024].
- Cerchio, S., Strindberg, S., Collins, T., Bennett, C. and Rosenbaum, H. 2014. Seismic surveys negatively affect humpback whale singing activity off Northern Angola. *PloS One*. 9(3), p.e86464.
- Chahouri, A., Elouahmani, N. and Ouchene, H. 2022. Recent progress in marine noise pollution: A thorough review. *Chemosphere*. 291, p.132983.
- Charlton, C., Christiansen, F., Ward, R., Mackay, A.I., Andrews-Goff, V., Zerbini, A.N., Childerhouse, S., Guggenheimer, S., Shannessy, B.O. and Brownell, R.L. 2023. Evaluating short-to medium-term effects of implantable satellite tags on southern right whales *Eubalaena australis*. *Diseases of Aquatic Organisms*. 155, pp.125-140.
- Chen, T.L., Wise, S.S., Holmes, A., Shaffiey, F., Wise Jr, J.P., Thompson, W.D., Kraus, S. and Wise Sr, J.P. 2009. Cytotoxicity and genotoxicity of hexavalent chromium in human and North Atlantic right whale (*Eubalaena glacialis*) lung cells. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology and Pharmacology*. 150(4), pp.487-494.
- Cheng, L., von Schuckmann, K., Abraham, J.P., Trenberth, K.E., Mann, M.E., Zanna, L., England, M.H., Zika, J.D., Fasullo, J.T., Yu, Y. and Pan, Y. 2022. Past and future ocean warming. *Nature Reviews Earth & Environment*, 3(11), pp.776-794.
- Cholewiak, D., DeAngelis, A.I., Palka, D., Corkeron, P.J. and Van Parijs, S.M., 2017. Beaked whales demonstrate a marked acoustic response to the use of shipboard echosounders. *Royal Society open science*, 4(12), p.170940.
- Cholewiak, D., Clark, C.W., Ponirakis, D., Frankel, A., Hatch, L.T., Risch, D., Stanistreet, J.E., Thompson, M., Vu, E. and Van Parijs, S.M., 2018. Communicating amidst the noise: Modeling the aggregate influence of ambient and vessel noise on baleen whale communication space in a national marine sanctuary. *Endangered Species Research*, 36, pp.59-75.
- Chouinard, M., Binder, C., 2023. Effects of military sonar on free-ranging cetaceans. A review of behavioural response studies. *Defence Research and Development Canada Scientific Report*. National Defence. DRDC-RDDC-2023-R055
- Christiansen, F., Bejder, L., Burnell, S., Ward, R. and Charlton, C., 2022. Estimating the cost of growth in southern right whales from drone photogrammetry data and long-term sighting histories. *Marine Ecology Progress Series*, 687, pp.173-194.

-
- Christiansen, F., Dawson, S.M., Durban, J.W., Fearnbach, H., Miller, C.A., Bejder, L., Uhart, M., Sironi, M., Corkeron, P., Rayment, W. and Leunissen, E., 2020. Population comparison of right whale body condition reveals poor state of the North Atlantic right whale. *Marine Ecology Progress Series*, 640, pp.1-16.
- Christiansen, F., Rojano-Doñate, L., Madsen, P.T. and Bejder, L., 2016. Noise levels of multi-rotor unmanned aerial vehicles with implications for potential underwater impacts on marine mammals. *Frontiers in Marine Science*, 3, p.277.
- Christiansen, F., Sironi, M., Moore, M.J., Di Martino, M., Ricciardi, M., Warick, H.A., Irschick, D.J., Gutierrez, R. and Uhart, M.M., 2019. Estimating body mass of free-living whales using aerial photogrammetry and 3D volumetrics. *Methods in Ecology and Evolution*, 10(12), pp.2034-2044.
- Clapham, P.J., Young, S.B. and Brownell Jr, R.L., 1999. Baleen whales: conservation issues and the status of the most endangered populations. *Mammal Review*, 29(1), pp.37-62.
- CNLOPB [Canada-Newfoundland & Labrador Offshore Petroleum Board]. 2023. C-NLOPB. [online] Available at: <https://www.cnlop.ca/> [Accessed 26 Nov. 2023].
- CNSOPB [Canada-Nova Scotia Offshore Petroleum Board]. 2023. Canada-Nova Scotia Offshore Petroleum Board. [online] Available at: <https://www.cnsopb.ns.ca/>. [Accessed 26 Nov. 2023].
- Colbo, K., Ross, T., Brown, C. and Weber, T., 2014. A review of oceanographic applications of water column data from multibeam echosounders. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 145, pp.41-56.
- Cole, T.V.N., Hartley, D.L.R., and Garron, M. 2006. Mortality and serious injury determinations for baleen whale stocks along the Eastern Seaboard of the United States, 2000-2004. *Northeast Fish. Sci. Cent. Ref. Doc. 06-04*.
- Cole, T.V.N., Hartley, D.L., and Merrick, R.L. 2005. Mortality and serious injury determinations for northwest Atlantic Ocean large whale stocks 1999-2003. *Northeast Fish. Sci. Cent. Ref. Doc. 05-08*.
- Collett, P.R., 1909, June. A few notes on the whale *Balaena glacialis* and its capture in recent years in the North Atlantic by Norwegian whalers. In *Proceedings of the Zoological Society of London* (Vol. 79, No. 1, pp. 91-103). Oxford, UK: Blackwell Publishing Ltd.
- 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>
- COSEWIC [Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada]. 2021. COSEWIC Assessment Process, Categories and Guidelines. Available at: https://cosewic.ca/images/cosewic/pdf/Assessment_process_criteria_Nov_2021_en.pdf
- Corkeron, P., Hamilton, P., Bannister, J., Best, P., Charlton, C., Groch, K.R., Findlay, K., Rowntree, V., Vermeulen, E. and Pace III, R.M., 2018. The recovery of North Atlantic right whales, *Eubalaena glacialis*, has been constrained by human-caused mortality. *Royal Society open science*, 5(11), p.180892.
- Costidis, A., Sharp, S., Moore, M., McLellan, W., Henry, A., Knowlton, A., Pettis, H., Landry, S., Patterson, E., Long, K., Good, C., Taylor, J., Bettridge, S., Rowles, T., Spradlin, T., Wilkin, S. and D. Fauquier. 2023. A Proposal to the Working Group for Unusual Marine Mammal Mortality Events Rationale and Protocol for including Free-Swimming Cetacean Morbidity Cases in Unusual Mortality Events Using the North Atlantic Right Whale Unusual Mortality Event as an Example.
- Cox, T.M., Ragen, T.J., Read, A.J., Vos, E., Baird, R.W., Balcomb, K., Barlow, J., Caldwell, J., Cranford, T., Crum, L., D'Amico, A., D'Spain, G., Fernandez, A., Finneran, J., Gentry, R., Gerth, W., Gulland, F., Hildebrand, J., Houser, D., Hullar, T., Jepson, P.D., Ketten, D., MacLeod, C.D., Miller, P., Moore, S., Mountain, D., Palka, D., Ponganis, P., Rommel, S., Rowles, T., Taylor, B., Tyack, P., Warzok, D., Gisiner, R., Mead, J., and Benner, L., 2006. Understanding the impacts of anthropogenic sound on beaked whales. *Journal of Cetacean Research and Management*, 7, pp. 177–187.
- Cózar, A., Echevarría, F., González-Gordillo, J.I., Irigoien, X., Úbeda, B., Hernández-León, S., Palma, Á.T., Navarro, S., García-de-Lomas, J., Ruiz, A. and Fernández-de-Puelles, M.L., 2014. Plastic debris in the open ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(28), pp.10239-10244.
- Crossman, C.A., Fontaine, M.C. and Frasier, T.R., 2023. A comparison of genomic diversity and demographic history of the North Atlantic and Southwest Atlantic southern right whales. *Molecular Ecology*, 20, p.e17099

-
- Crossman, C.A., Hamilton, P.K., Brown, M.W., Conger, L.A., George, R.C., Jackson, K.A., Radvan, S.N. and Frasier, T.R., 2024. Effects of inbreeding on reproductive success in endangered North Atlantic right whales. *Royal Society Open Science*, 11(7), p.240490.
- Crowe, L.M., Brown, M.W., Corkeron, P.J., Hamilton, P.K., Ramp, C., Ratelle, S., Vanderlaan, A.S. and Cole, T.V., 2021. In plane sight: a mark-recapture analysis of North Atlantic right whales in the Gulf of St. Lawrence. *Endangered Species Research*, 46, pp.227-251.
- Crum, N., Gowan, T., Krzystan, A. and Martin, J., 2019. Quantifying risk of whale–vessel collisions across space, time, and management policies. *Ecosphere*, 10(4), p.e02713.
- CSA (Canadian Space Agency). 2021. *Government of Canada* [online]. Available from: [Data from space could help protect the endangered North Atlantic right whale - Canada.ca](https://www.canada.ca/en/department-space/protect-endangered-north-atlantic-right-whale.html) [accessed 5 November 2024].
- Culloch, R.M., Anderwald, P., Brandecker, A., Haberlin, D., McGovern, B., Pinfield, R., Visser, F., Jessopp, M. and Cronin, M., 2016. Effect of construction-related activities and vessel traffic on marine mammals. *Marine Ecology Progress Series*, 549, pp.231-242.
- Cunanan, C.J., Elorza Casas, C.A., Yorke, M., Fowler, M. and Wu, X.Y., 2022. Design and analysis of an offshore wind power to ammonia production system in Nova Scotia. *Energies*, 15(24), p.9558.
- Daborn, G., Parsons, S., Whitman, L., Wilkie, A. (co-chair), Woorder, J (co-chair). 2025. *Regional Assessment of Offshore Wind Development in Nova Scotia: Final Report*. Nova Scotia, Canada.
- Dahl, P.H., Dall'Osto, D.R. and Farrell, D.M. 2015. The underwater sound field from vibratory pile driving. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 137(6), pp.3544-3554.
- Dähne, M., Gilles, A., Lucke, K., Peschko, V., Adler, S., Krügel, K., Sundermeyer, J. and Siebert, U. 2013. Effects of pile-driving on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) at the first offshore wind farm in Germany. *Environmental Research Letters*, 8(2), p.025002.
- Daoust, P.-Y., Couture, E.L., Wimmer, T., and Bourque, L. 2018. Incident report: North Atlantic right whale mortality event in the Gulf of St. Lawrence, 2017, Collaborative report produced by: Canadian Wildlife Health Cooperative, Marine Animal Response Society, and Fisheries and Oceans Canada. 256 p. April 5th, 2018 (modified from December 29th, 2017).
- Davies, K.T., Brown, M.W., Hamilton, P.K., Knowlton, A.R., Taggart, C.T. and Vanderlaan, A.S., 2019. Variation in North Atlantic right whale *Eubalaena glacialis* occurrence in the Bay of Fundy, Canada, over three decades. *Endangered Species Research*, 39, pp.159-171.
- Davies, K.T., Taggart, C.T., and Smedbol, R.K. 2014. Water mass structure defines the diapausing copepod distribution in a right whale habitat on the Scotian Shelf. *Marine Ecology Progress Series*, 497, pp.69-85.
- Davies, K.T., Vanderlaan, A.S., Smedbol, R.K. and Taggart, C.T., 2015. Oceanographic connectivity between right whale critical habitats in Canada and its influence on whale abundance indices during 1987–2009. *Journal of Marine Systems*, 150, pp.80-90.
- Davis, G.E., Baumgartner, M.F., Bonnell, J.M., Bell, J., Berchok, C., Bort Thornton, J., Brault, S., Buchanan, G., Charif, R.A., Cholewiak, D. and Clark, C.W., 2017. Long-term passive acoustic recordings track the changing distribution of North Atlantic right whales (*Eubalaena glacialis*) from 2004 to 2014. *Scientific reports*, 7(1), p.13460.
- Davis, G.E., Tennant, S.C. and Van Parijs, S.M., 2023. Upcalling behaviour and patterns in North Atlantic right whales, implications for monitoring protocols during wind energy development. *ICES Journal of Marine Science*, p.fsad174.
- Derville, S., Torres, L.G., Albertson, R., Andrews, O., Baker, C.S., Carzon, P., Constantine, R., Donoghue, M., Dutheil, C., Gannier, A. and Oremus, M., 2019. Whales in warming water: Assessing breeding habitat diversity and adaptability in Oceania's changing climate. *Global Change Biology*, 25(4), pp.1466-1481.
- Desforges, J.P.W., Sonne, C., Levin, M., Siebert, U., De Guise, S. and Dietz, R., 2016. Immunotoxic effects of environmental pollutants in marine mammals. *Environment International*, 86, pp.126-139.
- DFO. 2007. Recovery potential assessment for right whale (Western North Atlantic population). Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2007/027, Fisheries and Oceans Canada, Ottawa.
- DFO. 2009a. Development of a Framework and Principles for the Biogeographic Classification of Canadian Marine Areas. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2009/056.
- DFO. 2009b. Government of Canada [online]. Available from: Policy on New Fisheries for Forage Species. [Accessed 8 November 2024].

-
- DFO. 2014a. Recovery Strategy for the North Atlantic Right Whale (*Eubalaena glacialis*) in Atlantic Canadian Waters [Final]. Species at Risk Act Recovery Strategy Series. Fisheries and Oceans Canada, Ottawa. vii + 68 pp
- DFO. 2014b. Guidance on Assessing Threats, Ecological Risk and Ecological Impacts for Species at Risk. Can. Sci. Adv. Sec. Science Advisory Report 2014/013. Fisheries and Oceans Canada, 21 pp.
- DFO. 2014c. Guidance for the Completion of Recovery Potential Assessments (RPA) for Aquatic Species at Risk. 29 pp.
- DFO. 2019. Threat Assessment for Atlantic Mud-piddock (*Barnea truncata*). Canadian Population. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Resp. 2019/033.
- DFO. 2020. Threat Assessment for the Leatherback Sea Turtle (*Dermochelys coriacea*), Northwest Atlantic Subpopulation. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Resp. 2020/039.
- DFO. 2021. Recovered Gear Analysis of North Atlantic Right Whale Eg #3920 "Cottontail". Fisheries and Oceans Canada. 32 pp.
- DFO. 2023a. Recovered Gear Analysis of North Atlantic Right Whale Eg #4545. Fisheries and Oceans Canada. 5 pp.
- DFO. 2023b. Recovered Gear Analysis of North Atlantic Right Whale Nimbus Eg # 3812. Fisheries and Oceans Canada. 9 pp.
- DFO. 2023c. Recovered Gear Analysis of North Atlantic Right Whale Argo Eg #1218. Fisheries and Oceans Canada. 8 pp.
- DFO. 2025. Data on lost and retrieved gear. Fisheries and Oceans Canada. [online] www.dfo-mpo.gc.ca. Available at: <https://www.dfo-mpo.gc.ca/fisheries-peches/management-gestion/ghostgear-equipementfantome/reporting-declaration-eng.html>.
- DFO. 2024. 2024 fishery management measures. Fisheries and Oceans Canada. [online] Available at: <https://www.dfo-mpo.gc.ca/fisheries-peches/commercial-commercial/atl-arc/narw-bnan/management-gestion-eng.html>.
- Dolman, S. and Simmonds, M., 2010. Towards best environmental practice for cetacean conservation in developing Scotland's marine renewable energy. *Marine Policy*, 34(5), pp.1021-1027.
- Doney, S.C., Ruckelshaus, M., Emmett Duffy, J., Barry, J.P., Chan, F., English, C.A., Galindo, H.M., Grebmeier, J.M., Hollowed, A.B., Knowlton, N. and Polovina, J., 2012. Climate change impacts on marine ecosystems. *Annual Review of Marine Science*, 4, pp.11-37.
- Duarte, C.M., Chapuis, L., Collin, S.P., Costa, D.P., Devassy, R.P., Eguiluz, V.M., Erbe, C., Gordon, T.A., Halpern, B.S., Harding, H.R. and Havlik, M.N., 2021. The soundscape of the Anthropocene ocean. *Science*, 371(6529), p.eaba4658.
- Durban, J.W., Moore, M.J., Chiang, G., Hickmott, L.S., Bocconcini, A., Howes, G., Bahamonde, P.A., Perryman, W.L. and LeRoi, D.J., 2016. Photogrammetry of blue whales with an unmanned hexacopter. *Marine Mammal Science*, 32(4), pp.1510-1515.
- Durette-Morin, D., Davies, K.T., Johnson, H.D., Brown, M.W., Moors-Murphy, H., Martin, B. and Taggart, C.T., 2019. Passive acoustic monitoring predicts daily variation in North Atlantic right whale presence and relative abundance in Roseway Basin, Canada. *Marine Mammal Science*, 35(4), pp.1280-1303.
- Eamer, J. B. R., Z. Levisky, and K. MacKillop. *Geotechnical Parameters Important for Offshore Wind Energy in Atlantic Canada*. Geological Survey of Canada, 2022.
- ECCC [Environment and Climate Change Canada]. 2020. Species at Risk Act Policies: Policy on Recovery and Survival. Government of Canada, Quebec. Available at: https://wildlife-species.canada.ca/species-risk-registry/virtual_sara/files/policies/Pg-RecoverySurvivalRetablissementSurvie-v00-2021Mar-eng.pdf
- Elfes, C.T., VanBlaricom, G.R., Boyd, D., Calambokidis, J., Clapham, P.J., Pearce, R.W., Robbins, J., Salinas, J.C., Straley, J.M., Wade, P.R. and Krahn, M.M., 2010. Geographic variation of persistent organic pollutant levels in humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) feeding areas of the North Pacific and North Atlantic. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 29(4), pp.824-834.
- Energy.gov., 2023. 'What Does Offshore Wind Energy Look Like Today? Wind Energy Technologies Office'. Available at: <https://www.energy.gov/eere/wind/articles/what-does-offshore-wind-energy-look-today#:~:text=While%20there%20are%20just%20two>.
- Erbe, C., Marley, S.A., Schoeman, R.P., Smith, J.N., Trigg, L.E. and Embling, C.B., 2019. The effects of ship noise on marine mammals—A review. *Frontiers in Marine Science*, 6, p.606.

-
- Eriksen, M., Thiel, M. and Lebreton, L. 2019. Nature of plastic marine pollution in the subtropical gyres. Hazardous chemicals associated with plastics in the marine environment, pp.135-162.
- Fairfield, C.P. 1990. Comparison of abundance estimation techniques for the western North Atlantic right whale (*Eubalaena glacialis*). Report of the International Whaling Commission (Special Issue) 12: 119-126.
- Farmer, N.A., Gowan, T.A., Powell, J.R. and Zoodsma, B.J., 2016. Evaluation of alternatives to winter closure of black sea bass pot gear: Projected impacts on catch and risk of entanglement with North Atlantic right whales *Eubalaena glacialis*. *Marine and Coastal Fisheries*, 8(1), pp.202-221.
- Federal Register. 2016. Endangered and Threatened Species; Critical Habitat for Endangered North Atlantic Right Whale. Federal Register: The Daily Journal for the United States Government. Available at: <https://www.federalregister.gov/documents/2016/01/27/2016-01633/endangered-and-threatened-species-critical-habitat-for-endangered-north-atlantic-right-whale>.
- Fernández, A., Edwards, J.F., Rodríguez, F., Espinosa de los Monteros, A., Herráez, P., Castro, P., Jaber, J.R., Martín, V. and Arbelo, M., 2005. Gas and fat embolic syndrome involving a mass stranding of beaked whales (family Ziphiidae) exposed to anthropogenic sonar signals. *Veterinary Pathology*, 42, pp. 446-457.
- Feyrer, L.J., Stanistreet, J.E. and Moors-Murphy, H.B., 2024. Navigating the unknown: assessing anthropogenic threats to beaked whales, family Ziphiidae. *Royal Society Open Science*, 11(4), p.240058.
- Filadelfo, R., Mintz, J., Michlovich, E., D'Amico, A., Tyack, P. L., and Ketten, D. R., 2009. Correlating military sonar use with beaked whale mass strandings: what do the historical data show? *Aquatic Mammals*, 35(4).
- Fingas, M. (2011) Oil spill science and technology. Gulf Professional Publication: Elsevier.
- Fisheries Act, RSC 1985, c F-14. Available from <https://laws-lois.justice.gc.ca/eng/acts/F-14/>.
- FiskerForum. 2019. Norway sees commercial fishery in copepods[online]. Available from: <https://fiskerforum.com/norway-sees-commercial-fishery-in-copepods/>
- Forney, K.A. 2004. Estimates of cetacean mortality and injury in two US Pacific longline fisheries, 1994-2002. SWFSC Admin. Rep. No. LJ-04-07(La Jolla, CA, USA):17pp.
- Fossi, M.C., Baini, M. and Simmonds, M.P., 2020. Cetaceans as ocean health indicators of marine litter impact at global scale. *Frontiers in Environmental Science*, 8, p.586627.
- 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.
- Frantzis, A. 1998. Does acoustic testing strand whale? *Nature*, 392, p. 29.
- Frasier, T.R., Gillett, R.M., Hamilton, P.K., Brown, M.W., Kraus, S.D. and White, B.N., 2013. Postcopulatory selection for dissimilar gametes maintains heterozygosity in the endangered North Atlantic right whale. *Ecology and Evolution*, 3(10), pp.3483-3494.
- Frasier, T.R., McLeod, B.A., Gillett, R.M., Brown, M.W. and White, B.N. 2007a. Right whales past and present as revealed by their genes, in Kraus, S.D. and Rolland, R.M. (eds.) *The urban whale: North Atlantic right whales at the crossroads*. Cambridge: Harvard University Press, pp. 200-231.
- Frasier, T.R., Hamilton, P.K., Brown, M.W., Conger, L.A., Knowlton, A.R., Marx, M.K., Slay, C.K., Kraus, S.D. and White, B.N., 2007b. Patterns of male reproductive success in a highly promiscuous whale species: the endangered North Atlantic right whale. *Molecular Ecology*, 16(24), pp.5277-5293.
- Freeman, M.M.R., Wein, E.E., Keith, D.E. 1992. Recovering Rights: Bowhead Whales and Inuvialuit Subsistence in the Western Canadian Arctic. The Canadian Circumpolar Institute. Studies in Whaling No 2.
- Gairn. 2023. Huge untapped copepod fishery shows slow uptake in Norway. We Are Aquaculture[online]. Available from: <https://weareaquaculture.com/regions/38599>
- Galgani, F., Hanke, G. and Maes, T., 2015. Global distribution, composition and abundance of marine litter. *Marine Anthropogenic Litter*, pp.29-56.

-
- Garrigue, C. and Derville, S., 2022. Behavioral responses of humpback whales to biopsy sampling on a breeding ground: the influence of age-class, reproductive status, social context, and repeated sampling. *Marine Mammal Science*, 38(1), pp.102-117.
- Garrison, L.P., Adams, J., Patterson, E.M., Good, C.P. 2022. Assessing the risk of vessel strike mortality in North Atlantic right whales along the U.S East Coast. NOAA technical memorandum NMFS-SEFSC ; 757 <https://doi.org/10.25923/pcpj-0k72>
- Gauthier, J.M. and Sears, R., 1999. Behavioral response of four species of balaenopterid whales to biopsy sampling. *Marine Mammal Science*, 15(1), pp.85-101.
- Gauthier, J.M., Metcalfe, C.D. and Sears, R. 1997. Chlorinated organic contaminants in blubber biopsies from northwestern Atlantic balaenopterid whales summering in the Gulf of St Lawrence. *Marine Environmental Research*, 44(2), pp.201-223.
- Gendron, D., Serrano, I.M., de la Cruz, A.U., Calambokidis, J. And Mate, B., 2015. Long-term individual sighting history database: an effective tool to monitor satellite tag effects on cetaceans. *Endangered Species Research*, 26(3), pp.235-241.
- Geological Survey of Canada's Canadian National Marine Seismic Data Repository. [online] www.open.canada.ca. Available at: Canadian National Marine Seismic Data Repository - Open Government Portal
- Glass, A.H., Cole, T.V.N., and Garron, M. 2009. Mortality and Serious Injury Determinations for Baleen Whale Stocks along the United States Eastern Seaboard and Adjacent Canadian Maritimes, 2003-2007 (Second Edition). Northeast Fish. Sci. Cent. Ref. Doc. 09-04.
- Glass, A.H., Cole, T.V.N., and Garron, M. 2010. Mortality and serious injury determinations for baleen whale stocks along the United States and Canadian Eastern Seaboards, 2004-2008. NOAA Technical Memorandum NMFS-NE-214.
- Glass, A.H., Cole, T.V.N., Garron, M., and Hall, L. 2011. Mortality and serious injury determinations for baleen whale stocks along the Gulf of Mexico, United States, and Canadian eastern seaboards, 2005-2009. Northeast Fish. Sci. Cent. Ref. Doc. 11-18.
- Glass, A.H., Cole, T.V.N., Garron, M., Hall, L., Ledwell, W., and Reid, A. 2012. Mortality and serious injury determinations for baleen whale stocks along the Gulf of Mexico, United States east coast and Atlantic Canadian provinces, 2006-2010. Northeast Fish. Sci. Cent. Ref. Doc. 12-11.
- Glass, A.H., Cole, T.V.N., Garron, M., Merrick, R.L., and Pace, R.M. III. 2008. Mortality and serious injury determinations for baleen whale stocks along the United States Eastern Seaboard and adjacent Canadian Maritimes, 2002-2006. Northeast Fish. Sci. Cent. Ref. Doc. 08-04.
- Godard-Codding, C.A. and Collier, T.K., 2018. The effects of oil exposure on cetaceans. In *Marine Mammal Ecotoxicology* (pp. 75-93). Academic Press.
- Goldbogen, J.A., Southall, B.L., DeRuiter, S.L., Calambokidis, J., Friedlaender, A.S., Hazen, E.L., Falcone, E.A., Schorr, G.S., Douglas, A., Moretti, D.J. and Kyburg, C., 2013. Blue whales respond to simulated mid-frequency military sonar. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280(1765), p.20130657.
- Gomez, C., Lawson, J.W., Wright, A.J., Buren, A.D., Tollit, D. and Lesage, V., 2016. A systematic review on the behavioural responses of wild marine mammals to noise: the disparity between science and policy. *Canadian Journal of Zoology*, 94(12), pp.801-819.
- Gowan, T.A. and Ortega-Ortiz, J.G., 2014. Wintering habitat model for the North Atlantic right whale (*Eubalaena glacialis*) in the southeastern United States. *PLoS One*, 9(4), p.e95126.
- Graham, K.M., Burgess, E.A. and Rolland, R.M., 2021. Stress and reproductive events detected in North Atlantic right whale blubber using a simplified hormone extraction protocol. *Conservation Physiology*, 9(1), p.coaa133.
- Greene, C.H. and Pershing, A.J., 2004. Climate and the conservation biology of North Atlantic right whales: the right whale at the wrong time?. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2(1), pp. 29-34.
- Grieve, B.D., Hare, J.A. and Saba, V.S., 2017. Projecting the effects of climate change on *Calanus finmarchicus* distribution within the US Northeast Continental Shelf. *Scientific Reports*, 7(1), pp.1-12.
- Gulland, F.M., Robbins, J., Zerbini, A.N., Andrews-Goff, V., Bérubé, M., Clapham, P.J., Double, M., Gales, N., Kennedy, A.S., Landry, S. and Mattila, D.K., 2024. Effects of satellite-linked telemetry tags on humpback whales in the Gulf of Maine: photographic assessment of tag sites. *bioRxiv*, pp.1-36.

-
- Haelters, J., Debusschere, E., Botteldooren, D., Duli  re, V., Hostens, K., Norro, A., Vandendriessche, S., Vigin, L., Vincx, M. and Degraer, S., 2013. The effects of pile driving on marine mammals and fish in Belgian waters. Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea, pp. 70-77.
- Hague, E.L., Sparling, C.E., Morris, C., Vaughan, D., Walker, R., Culloch, R.M., Lyndon, A.R., Fernandes, T.F. and McWhinnie, L.H., 2022. Same space, different standards: a review of cumulative effects assessment practice for marine mammals. *Frontiers in Marine Science*, 9, p.822467.
- Hamilton, P.K., Frasier, B.A., Conger, L.A., George, R.C., Jackson, K.A. and Frasier, T.R. 2022. Genetic identifications challenge our assumptions of physical development and mother-calf associations and separation times: a case study of the North Atlantic right whale (*Eubalaena glacialis*). *Mammalian Biology*, 102(4), pp.1389-1408.
- Hamilton, P.K., Knowlton, A.R., Hagbloom, M.N., Howe, K.R., Marx, M.K., Pettis, H.M., Warren, A.M., and Zani, M.A. 2020. Maintenance of the North Atlantic right whale catalog, whale scarring and visual health databases, anthropogenic injury case studies, and near real-time matching for biopsy efforts, entangled, injured, sick, or dead right whales. Contract report no. 1305M2-18-P-NFFM-0108 to the NMFS Northeast Fisheries Science Center. Anderson Cabot Center for Ocean Life, New England Aquarium, Boston, MA
- Hare, J.A., Morrison, W.E., Nelson, M.W., Stachura, M.M., Teeters, E.J., Griffis, R.B., Alexander, M.A., Scott, J.D., Alade, L., Bell, R.J. and Chute, A.S., 2016. A vulnerability assessment of fish and invertebrates to climate change on the Northeast US Continental Shelf. *PLoS One*. 11(2), p.e0146756.
- Harley Eber, D. 1989. When the Whalers Were Up North. McGill-Queen's University Press.
- Harcourt, R., Van der Hoop, J., Kraus, S. and Carroll, E.L., 2019. Future directions in *Eubalaena* spp.: comparative research to inform conservation. *Frontiers in Marine Science*, 5, p.530.
- Harnois, V., Smith, H.C., Benjamins, S. and Johanning, L. 2015. Assessment of entanglement risk to marine megafauna due to offshore renewable energy mooring systems. *International Journal of Marine Energy*, 11, pp.27-49.
- Harwood, J., King, S., Booth, C., Donovan, C., Schick, R.S., Thomas, L. and New, L., 2016. Understanding the population consequences of acoustic disturbance for marine mammals. In *The effects of noise on aquatic life II* (pp. 417-423). Springer New York.
- Hatch, L., Clark, C., Merrick, R., Van Parijs, S., Ponirakis, D., Schwehr, K., Thompson, M. and Wiley, D., 2008. Characterizing the relative contributions of large vessels to total ocean noise fields: a case study using the Gerry E. Studds Stellwagen Bank National Marine Sanctuary. *Environmental Management*, 42, pp. 735-752.
- Hatch, L.T., Clark, C.W., Van Parijs, S.M., Frankel, A.S. and Ponirakis, D.W., 2012. Quantifying loss of acoustic communication space for right whales in and around a US National Marine Sanctuary. *Conservation Biology*, 26(6), pp. 983-994.
- Hayes, S.A., Josephson, E., Maze-Foley, K., Rosel, P.E., Editors. Byrd, B., Cole, T.V.N., Engleby, L., Garrison, L.P., Hatch, J., Henry, A., Horstman, S.C., Litz, J., Lyssikatos, M.C., Mullin, K.D., Orphanides, C., Pace, R.M., Palka, D.L., Soldevilla, M., Wenzel, F.W., Contributors (listed alphabetically). 2017. US Atlantic and Gulf of Mexico marine mammal stock assessments – 2016. NOAA technical memorandum NMFS-NE. 241. DOI : <http://doi.org/10.7289/V5/TM-NEFSC-241>
- Hayes, S.A., Josephson, E., Maze-Foley, K., Rosel, P.E., Editors. Byrd, B., Chavez-Rosales, S., Cole, T.V.N., Engleby, L., Garrison, L.P., Hatch, J., Henry, A., Horstman, S.C., Litz, J., Lyssikatos, M.C., Mullin, K.D., Orphanides, C., Pace, R.M., Palka, D.L., Soldevilla, M., Wenzel, F.W., Contributors (listed alphabetically). 2018. US Atlantic and Gulf of Mexico marine mammal stock assessments – 2017: (second edition). NOAA technical memorandum NMFS-NE. 245. DOI : <https://doi.org/10.25923/e764-9g81>
- Hayes, S.A., Josephson, E., Maze-Foley, K., Rosel, P.E., Editors. Byrd, B., Chavez-Rosales, S., Cole, T.V.N., Garrison, L.P., Hatch, J., Henry, A., Horstman, S.C., Litz, J., Lyssikatos, M.C., Mullin, K.D., Orphanides, C., Pace, R.M., Palka, D.L., Powell, J., Wenzel, F.W., Contributors (listed alphabetically). 2019. US Atlantic and Gulf of Mexico marine mammal stock assessments – 2018. NOAA technical memorandum NMFS-NE. 258. DOI : <https://doi.org/10.25923/9rrd-tx13>
- Hayes, S.A., Josephson, E., Maze-Foley, K., Rosel, P.E., Editors. Byrd, B., Chavez-Rosales, S., Cole, T.V.N., Garrison, L.P., Hatch, J., Henry, A., Horstman, S.C., Litz, J., Lyssikatos, M.C., Mullin, K.D., Orphanides, C., Pace, R.M., Palka, D.L., Powell, J., Wenzel, F.W., Contributors (listed alphabetically). 2020. US Atlantic and Gulf of Mexico marine mammal stock assessments – 2019. NOAA technical memorandum NMFS-NE. 264.

-
- Hayes, S.A., Josephson, E., Maze-Foley, K., Rosel, P.E., McCordic, J., Wallance, J. Editors. Brossard, A., Chavez-Rosales, S., Cole, T.V.N., Garrison, L.P., Hatch, J., Henry, A. Horstman, S.C., Linden, D., Litz, J., Lyssikatos, M.C., Mullin, K.D., Murray, K., Orphanides, C., Pace, R.M., Palka, D.L., Powell, J., Precoda, K., a Soldevilla, M., and Wenzel, F.W. Contributors (listed alphabetically). 2023. U.S. Atlantic and Gulf of Mexico marine mammal stock assessments 2022. NOAA Technical Memorandum NMFS-NE-304, 31-42.
- Hayes, S.A., Josephson, E., Maze-Foley, K., Rosel, P.E., Turek, J., Editors. Byrd, B., Chavez-Rosales, S., Cole, T.V.N., Garrison, L.P., Hatch, J., Henry, A., Horstman, S.C., Litz, J., Lyssikatos, M.C., Mullin, K.D., Orphanides, C., Ortega-Ortiz, J., Pace, R.M., Palka, D.L., Powell, J., Rappucci, G., Wenzel, F.W., Contributors (listed alphabetically). 2021. US Atlantic and Gulf of Mexico marine mammal stock assessments 2020. NOAA technical memorandum NMFS-NE. 271.
- Hayes, S.A., Josephson, E., Maze-Foley, K., Rosel, P.E., Wallace, J., Editors. Brossard, A., Chavez-Rosales, S., Cole, T.V.N., Garrison, L.P., Hatch, J., Henry, A., Horstman, S.C., Litz, J., Lyssikatos, M.C., Mullin, K.D., Murray, K., Orphanides, C., Ortega-Ortiz, J., Pace, R.M., Palka, D.L., Powell, J., Rappucci, G., Soldevilla, M., Wenzel, F.W., Contributors (listed alphabetically). 2022. US Atlantic and Gulf of Mexico marine mammal stock assessments 2021. NOAA technical memorandum NMFS-NE. 288. DOI : <https://doi.org/10.25923/6tt7-kc16>.
- Helenius, L.K., Head, E.J., Jekielek, P., Orphanides, C.D., Pepin, P., Perrin, G., Plourde, S., Ringuette, M., Runge, J.A., Walsh, H.J. and Johnson, C.L., 2024. Spatial variability in size and lipid content of the marine copepod *Calanus finmarchicus* across the Northwest Atlantic continental shelves: implications for North Atlantic right whale prey quality. *Journal of Plankton Research*, 46(1), pp. 25-40.
- Helm, R.C., Costa, D.P., DeBruyn, T.D., O'Shea, T.J., Wells, R.S. and Williams, T.M., 2014. Overview of effects of oil spills on marine mammals. *Handbook of Oil Spill Science and Technology*, pp. 455-475.
- Henry, A.G., Cole, T.V.N., Hall, L., Ledwell, W., Morin, D., and Reid, A. 2013. Mortality determinations for Baleen whale stocks along the Gulf of Mexico, United States east coast, and Atlantic Canadian provinces, 2007-2011. Northeast Fish. Sci. Cent. Ref. Doc. 13-18.
- Henry, A., Garron, M., Morin, D., Smith, A., Reid, A., Ledwell, W. and Cole, T. 2023. Serious injury and mortality determinations for baleen whale stocks along the Gulf of Mexico, United States East Coast, and Atlantic Canadian Provinces, 2017-2021. US Dept Commer Northeast Fish Sci Cent Ref Doc. 23-09; 59 p.
- Henry, A.G. 2022. Serious Injury and Mortality Determinations for Baleen Whale Stocks along the Gulf of Mexico, United States East Coast, and Atlantic Canadian Provinces, 2015-2019. NOAA Technical Memorandum NMFS-NE-280. <https://doi.org/10.25923/nfr5-7r84>
- Henry, A.G., Cole, T.V.N., Garron, M., Ledwell, W., Morin, D., and Reid, A. 2017. Mortality and serious injury determinations for baleen whale stocks along the Gulf of Mexico, United States, United States East Coast and Atlantic Canadian Provinces, 2011-2015. Northeast Fish. Sci. Cent. Ref. Doc. 17-19. <http://doi.org/10.7289/V5/RD-NEFSC-17-19>
- Henry, A.G., Cole, T.V.N., Hall, L., Ledwell, W., Morin, D., and Reid, A. 2014. Mortality determinations for Baleen whale stocks along the Gulf of Mexico, United States east coast, and Atlantic Canadian provinces, 2008-2012. Northeast Fish. Sci. Cent. Ref. Doc. 14-10. <http://doi.org/10.7289/V5JW8BVD>
- Henry, A.G., Cole, T.V.N., Hall, L., Ledwell, W., Morin, D., and Reid, A. 2015. Mortality and serious injury determinations for baleen whale stocks along the Gulf of Mexico, United States, United States East Coast and Atlantic Canadian Provinces, 2009-2013. Northeast Fish. Sci. Cent. Ref. Doc. 15-10. <http://doi.org/10.7289/V5C53HTB>
- Henry, A.G., Cole, T.V.N., Hall, L., Ledwell, W., Morin, D., and Reid, A. 2016. Mortality and serious injury determinations for baleen whale stocks along the Gulf of Mexico, United States, United States East Coast and Atlantic Canadian Provinces, 2010-2014. Northeast Fish. Sci. Cent. Ref. Doc. 16-10. <http://doi.org/10.7289/V5B85661>
- Henry, A.G., Garron, M., Morin, D., Reid, A., Ledwell, W., and Cole, T.V.N. 2020. Serious Injury and Mortality Determinations for Baleen Whale Stocks along the Gulf of Mexico, United States East Coast, and Atlantic Canadian Provinces, 2013-2017. Northeast Fish. Sci. Cent. Ref. Doc. 20-06. <https://doi.org/10.25923/fbc7-ky15>
- Henry, A.G., Garron, M., Morin, D., Smith, A., Reid, A., Ledwell, W., and Cole, T.V.N. 2021. Serious injury and mortality determinations for baleen whale stocks along the Gulf of Mexico, United States East Coast, and Atlantic Canadian Provinces, 2014-2018. Northeast Fish. Sci. Cent. Ref. Doc. 21-07. <https://doi.org/10.25923/ey0b-fw22>

-
- Henry, A.G., Garron, M., Reid, A., Morin, D., Ledwell, W., and Cole, T.V.N. 2019. Serious Injury and Mortality Determinations for Baleen Whale Stocks along the Gulf of Mexico, United States East Coast, and Atlantic Canadian Provinces, 2012-2016. *Northeast Fish. Sci. Cent. Ref. Doc. 19-13.* <https://doi.org/10.25923/121e-z310>
- Henry, A.G., Smith, A., Garron, M., Morin, D., Reid, A., Ledwell, W., and Cole, T. 2022. Serious injury and mortality determinations for baleen whale stocks along the Gulf of Mexico, United States East Coast, and Atlantic Canadian Provinces, 2016-2020. *Northeast Fish. Sci. Cent. Ref. Doc. 22-13.* <https://doi.org/10.25923/7a57-9d36>
- Hildebrand, J.A., 2005. Impacts of anthropogenic sound. *Marine mammal research: conservation beyond crisis*, pp. 101-124.
- Hildebrand, J.A., 2009. Anthropogenic and natural sources of ambient noise in the ocean. *Marine Ecology Progress Series*, 395, pp.5-20.
- Hlista, B.L., Sosik, H.M., Traykovski, L.V.M., Kenney, R.D. and Moore, M.J., 2009. Seasonal and interannual correlations between right-whale distribution and calving success and chlorophyll concentrations in the Gulf of Maine, USA. *Marine Ecology Progress Series*, 394, pp. 289-302.
- Hodge, K.B., Muirhead, C.A., Morano, J.L., Clark, C.W. and Rice, A.N., 2015. North Atlantic right whale occurrence near wind energy areas along the mid-Atlantic US coast: implications for management. *Endangered Species Research*, 28(3), pp. 225-234.
- Hoekstra, P.F., O'hara, T.M., Pallant, S.J., Solomon, K.R. and Muir, D.C.G., 2002. Bioaccumulation of organochlorine contaminants in bowhead whales (*Balaena mysticetus*) from Barrow, Alaska. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 42, pp. 497-507.
- Huang, L.F., Xu, X.M., Yang, L.L., Huang, S.Q., Zhang, X.H. and Zhou, Y.L., 2023. Underwater noise characteristics of offshore exploratory drilling and its impact on marine mammals. *Frontiers in Marine Science*, 10, p.1097701.
- Huggins, J.L., Garner, M.M., Raverty, S.A., Lambourn, D.M., Norman, S.A., Rhodes, L.D., Gaydos, J.K., Olson, J.K., Haulena, M. and Hanson, M.B., 2020. The emergence of mucormycosis in free-ranging marine mammals of the Pacific Northwest. *Frontiers in Marine Science*, 7, p.555.
- Ierardi, J.L., Veloso, A. and Mancia, A., 2021. Transcriptome analysis of cadmium exposure in kidney fibroblast cells of the North Atlantic Right Whale (*Eubalaena glacialis*). *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 242, p.108946.
- IPCC [Intergovernmental Panel on Climate Change]. 2023. Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 184 pp., doi: 10.59327/IPCC/AR6-9789291691647.
- IUCN [International Union for Conservation of Nature]. 2016. Rules of Procedure for IUCN Red List Assessments 2017–2020. Version 3.0. Approved by the IUCN SSC Steering Committee in September 2016. Available from: http://cmsdocs.s3.amazonaws.com/keydocuments/Rules_of_Procedure_for_Red_List_2017-2020.pdf
- Iwata, I., Tanabe, S., Sakai, N., Tatsukawa, R. 1993. Distribution of persistent organochlorines in the oceanic air and surface seawater and the role of ocean on their global transport and fate. *Environ. Sci. Technol.* 27, 1080–1098.
- IWC [International Whaling Commission]. 1977. International Whaling Commission's Deletion of Native Exemption for the Subsistence Harvest of Bowhead Whales. IWC.
- IWC [International Whaling Commission]. 1986. Right Whales: Past and Present Status. *Proceedings of the Workshop on the Status of Right Whales*, Boston, Massachusetts 15-23 June 1983. Cambridge: Reports of International Whaling Commission Special Issue 10.
- IWC [International Whaling Commission]. 2001. Report on the workshop on the status and trends of western North Atlantic Right Whales. *Journal of Cetacean Research and Management*, Spec. Issue 2: 61-87.
- Jacobsen, K.O., Marx, M. and Ølen, N., 2004. Two-way trans-Atlantic migration of a North Atlantic right whale (*Eubalaena glacialis*). *Marine Mammal Science*, 20(1), pp.161-166.
- Jacobsen, J.K., Massey, L. and Gulland, F., 2010. Fatal ingestion of floating net debris by two sperm whales (*Physeter macrocephalus*). *Marine Pollution Bulletin*, 60(5), pp.765-767.

-
- Jagannathan, S., Bertsatos, I., Symonds, D., Chen, T., Nia, H.T., Jain, A.D., Andrews, M., Gong, Z., Nero, R., Ngor, L. and Jech, M., 2009. Ocean acoustic waveguide remote sensing (OAWRS) of marine ecosystems. *Marine Ecology Progress Series*, 395, pp. 137-160.
- Jambeck, J.R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T.R., Perryman, M., Andrade, A., Narayan, R. and Law, K.L. 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347(6223), pp. 768-771.
- Jarvela Rosenberger, A.L., MacDuffee, M., Rosenberger, A.G. and Ross, P.S., 2017. Oil spills and marine mammals in British Columbia, Canada: development and application of a risk-based conceptual framework. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 73, pp. 131-153.
- Jauniaux, T., Haelters, J., Degraer, S., Coignoul, F. 2014. Plastic impaction in a minke whale (*Balaenoptera acutorostrata*). In: 28th Annual Conference of the European Cetacean Society: Marine Mammals as Sentinels of a Changing Environment, Liège, Belgium, 5–9 April 2014, pp. 168 Abstract Book
- Jensen A.S., Silber G.K. 2003. Large whale ship strike database. NOAA Tech Memo NMFS-OPR-25. National Marine Fisheries Service, Office of Protected Resources, Silver Spring, MD
- Johansen. 2023. Slow progress in the fishery for *Calanus finmarchicus*. Nofima[online]. Available from: <https://nofima.com/results/slow-progress-in-the-fishery-for-calanus-finmarchicus/>
- Johnson, A., Salvador, G., Kenney, J., Robbins, J., Kraus, S., Landry, S. and Clapham, P., 2005. Fishing gear involved in entanglements of right and humpback whales. *Marine Mammal Science*, 21(4), pp.635-645.
- Johnson, A.J., Kraus, S.D., Kenney, J.F., and Mayo, C.A. 2007. The entangled lives of right whales and fisherman: Can they coexist? In The urban whale: North Atlantic right whales at the crossroads. Edited by S.D. Kraus and R. Rolland. Harvard University Press, Cambridge, Mass. pp. 380–408.
- Johnson, C., Devred, E., Casault, B., Head, E., and Spry, J. 2018. Optical, Chemical, and Biological Oceanographic Conditions on the Scotian Shelf and in the Eastern Gulf of Maine in 2016. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2018/017. v + 58 p.
- Johnson, C.L., Plourde, S., Brennan, C.E., Helenius, L.K., Le Corre, N. and Sorochan, K.A. 2024. The Southern Gulf of St. Lawrence as Foraging Habitat for the North Atlantic Right Whale. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2024/077. iv + 43 p.
- Johnston, S.T. and Painter, K.J., 2024. Avoidance, confusion or solitude? Modelling how noise pollution affects whale migration. *Movement Ecology*, 12(1), p.17.
- Jouffray, J.B., Blasiak, R., Norström, A.V., Österblom, H. and Nyström, M., 2020. The blue acceleration: the trajectory of human expansion into the ocean. *One Earth*, 2(1), pp.43-54
- Kebke, A., Samarra, F. and Derous, D., 2022. Climate change and cetacean health: impacts and future directions. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 377(1854), p.20210249.
- Kelley, D.E., Vlasic, J.P. and Brillant, S.W., 2021. Assessing the lethality of ship strikes on whales using simple biophysical models. *Marine Mammal Science*, 37(1), pp.251-267.
- Kenney R. D. 2001. Anomalous 1992 spring and summer right whale (*Eubalaena glacialis*) distributions in the Gulf of Maine. *Journal of Cetacean Research and Management*, Special Issue, 2: 209–223.
- Ketten, D.R., Lien, J. and Todd, S., 1993. Blast injury in humpback whale ears: Evidence and implications. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 94(3_Supplement), pp.1849-1850.
- Knowlton, A.R., Clark, J.S., Hamilton, P.K., Kraus, S.D., Pettis, H.M., Rolland, R.M. and Schick, R.S., 2022. Fishing gear entanglement threatens recovery of critically endangered North Atlantic right whales. *Conservation Science and Practice*, 4(8), p.e12736.
- Knowlton, A.R., Hamilton, P.K., Marx, M.K., Pettis, H.M. and Kraus, S.D., 2012. Monitoring North Atlantic right whale *Eubalaena glacialis* entanglement rates: a 30 yr retrospective. *Marine Ecology Progress Series*, 466, pp.293-302.
- Knowlton, A.R., Kraus, S.D. and Kenney, R.D. 1994. Reproduction in North Atlantic right whales (*Eubalaena glacialis*). *Canadian Journal of Zoology*, 72(7), pp.1297-1305.
- Knowlton, A.R., Robbins, J., Landry, S., McKenna, H.A., Kraus, S.D. and Werner, T.B., 2016. Effects of fishing rope strength on the severity of large whale entanglements. *Conservation Biology*, 30(2), pp.318-328.

-
- Knowlton, A.R., Sigukjesson, J., Ciano, J.N. and Kraus, S.D., 1992. Long-distance movements of North Atlantic right whales (*Eubalaena glacialis*). *Marine Mammal Science*, 8(4), pp.397-405.
- Kraus, S. D., Hamilton, P.K., Kenney, R.D., Knowlton, A.R., and Slay, C.K. 2001. Reproductive parameters of the North Atlantic right whale. *Journal of Cetacean Research and Management* (Special Issue) 2: 231–236.
- Kraus, S.D., Brown, M.W., Caswell, H., Clark, C.W., Fujiwara, M., Hamilton, P.K., Kenney, R.D., Knowlton, A.R., Landry, S., Mayo, C.A. and McLellan, W.A., 2005. North Atlantic right whales in crisis. *Science*, 309(5734), pp.561-562.
- Kraus, S.D., Rolland, R.M. 2007. Right whales in the urban ocean. In: Kraus SD, Rolland RM (eds) *The urban whale: North Atlantic right whales at the crossroads*. Harvard University Press, Cambridge, MA
- Kraus, S., Quinn, C. and Slay, C., 2000. A workshop on the effects of tagging on North Atlantic right whales. Unpublished report, New England Aquarium, Boston, MA.
- Krishna, D., Debacker, V., Pillet, S., and Bouquegneau, J.M., 2003. Heavy metals in marine mammals. *Toxicology of Marine Mammals*, pp. 147-179. CRC Press.
- Kühn, S. and Van Franeker, J.A., 2020. Quantitative overview of marine debris ingested by marine megafauna. *Marine Pollution Bulletin*, 151, p.110858.
- Kurniawan, S.B., Abdullah, S.R.S., Imron, M.F. and Ismail, N.I. 2021. Current state of marine plastic pollution and its technology for more eminent evidence: a review. *Journal of Cleaner Production*, 278, p.123537.
- Kuşku, H., Yiğit, M., Ergün, S., Yiğit, Ü. and Taylor, N., 2018. Acoustic noise pollution from marine industrial activities: Exposure and impacts. *Aquatic Research*, 1(4), pp.148-161.
- Laist, D.W., Knowlton, A.R., Mead, J.G., Collet, A.S. and Podesta, M., 2001. Collisions between ships and whales. *Marine Mammal Science*, 17(1), pp.35-75.
- Law, K.L., Morét-Ferguson, S., Maximenko, N.A., Proskurowski, G., Peacock, E.E., Hafner, J. and Reddy, C.M., 2010. Plastic accumulation in the North Atlantic subtropical gyre. *Science*, 329(5996), pp.1185-1188.
- Legendre, P. and Legendre, L. 1998. *Numerical Ecology*, 2(24). Elsevier.
- Leiter, S.M., Stone, K.M., Thompson, J.L., Accardo, C.M., Wikgren, B.C., Zani, M.A., Cole, T.V.N., Kenney, R.D., Mayo, C.A. and Kraus, S.D., 2017. North Atlantic right whale *Eubalaena glacialis* occurrence in offshore wind energy areas near Massachusetts and Rhode Island, USA. *Endangered Species Research*, 34, pp.45-59.
- Lettrich, M.D., Asaro, M.J., Borggaard, D.L., Dick, D.M., Griffis, R.B., Litz, J.A., Orphanides, C.D., Palka, D.L., Soldevilla, M.S., Balmer, B. and Chavez, S., 2023. Vulnerability to climate change of United States marine mammal stocks in the western North Atlantic, Gulf of Mexico, and Caribbean. *Plos One*, 18(9), p.e0290643.
- Linden D.W. 2024. Population size estimation of North Atlantic right whales from 1990-2023. US Dept Commer Northeast Fish Sci Cent Tech Memo 324.
- Linden, D.W., Hostetler, J.A., Pace III, R.M., Garrison, L.P., Knowlton, A.R., Lesage, V., Williams, R. and Runge, M.C., 2024. Quantifying uncertainty in anthropogenic causes of injury and mortality for an endangered baleen whale. *Ecosphere*, 15(12), p.e70086.
- Lohmann, R. and Belkin, I.M. 2014. Organic pollutants and ocean fronts across the Atlantic Ocean: A review. *Progress in Oceanography*, 128, pp.172-184.
- Lohmann, R., Breivik, K., Dachs, J., and Muir, D. 2007. Global fate of POPs: current and future research directions. *Environmental Pollution*, 150(1), pp.150-165.
- Lonati, G.L., Zitterbart, D.P., Miller, C.A., Corkeron, P., Murphy, C.T. and Moore, M.J., 2022. Investigating the thermal physiology of Critically Endangered North Atlantic right whales *Eubalaena glacialis* via aerial infrared thermography. *Endangered Species Research*, 48, pp.139-154.
- López-Berenguer, G., Peñalver, J., Martínez-López, E. 2020. A critical review about neurotoxic effects in marine mammals of mercury and other trace elements. *Chemosphere*, 246, 125688. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125688>
- Lowry, L.F., Burkanov, V.N., Altukhov, A., Weller, D.W. and Reeves, R.R. 2018. Entanglement risk to western gray whales from commercial fisheries in the Russian Far East. *Endangered Species Research*, 37, pp.133-148.

-
- Luksenburg, J. and Parsons, E.C.M., 2009, May. The effects of aircraft on cetaceans: Implications for aerial whale watching. In *Proceedings of the 61st meeting of the international whaling commission*.
- Lurton, X. and DeRuiter, S. 2011. Sound radiation of seafloor-mapping echosounders in the water column, in relation to the risks posed to marine mammals. The International Hydrographic Review.
- Lusher, A.L., Burke, A., O'Connor, I. and Officer, R., 2014. Microplastic pollution in the Northeast Atlantic Ocean: validated and opportunistic sampling. *Marine pollution bulletin*, 88(1-2), pp.325-333.
- Lusher, A.L., Hernandez-Milian, G., O'Brien, J., Berrow, S., O'Connor, I. and Officer, R., 2015. Microplastic and macroplastic ingestion by a deep diving, oceanic cetacean: the True's beaked whale *Mesoplodon mirus*. *Environmental pollution*, 199, pp.185-191.
- MacDonnell, J. 2016. Shelburne Basin Venture Exploration Drilling Project: Sound Source Characterization. 2016 Field Measurements of the Stena IceMAX, Document 01296, Version 3.0. Technical report by JASCO Applied Sciences for Shell Canada Limited.
- Madsen, P.T., Wahlberg, M., Tougaard, J., Lucke, K. and Tyack, P., 2006. Wind turbine underwater noise and marine mammals: implications of current knowledge and data needs. *Marine Ecology Progress Series*, 309, pp.279-295.
- Malik, S., Brown, M.W., Kraus, S.D. and White, B.N., 2000. Analysis of mitochondrial DNA diversity within and between North and South Atlantic right whales. *Marine Mammal Science*, 16(3), pp.545-558.
- Mart, L., Rützel, H., Klahre, P., Sipos, L., Platzek, U., Valenta, P. and Nürnberg, H.W. 1982. Comparative studies on the distribution of heavy metals in the oceans and coastal waters. *Science of the Total Environment*, 26(1), pp.1-17.
- Martin, A.R. and Walker, F.J., 1997. Sighting of a right whale (*Eubalaena glacialis*) with calf off SW Portugal. *Marine Mammal Science*, 13(1), pp.139-140.
- Mate, B.R., Nieuirkirk, S.L. and Kraus, S.D., 1997. Satellite-monitored movements of the northern right whale. *The Journal of Wildlife Management*, pp.1393-1405.
- Matthews, J.N., Brown, S., Gillespie, D., Johnson, M., McLanaghan, R., Moscrop, A., Nowacek, D., Leaper, R., Lewis, T. and Tyack, P., 2001. Vocalisation rates of the North Atlantic right whale (*Eubalaena glacialis*). *Journal of Cetacean Research and Management*, 3(3), pp.271-282.
- Matthews, L.P. and Parks, S.E., 2021. An overview of North Atlantic right whale acoustic behavior, hearing capabilities, and responses to sound. *Marine Pollution Bulletin*, 173, p.113043.
- Mayo, C.A. and Marx, M.K., 1990. Surface foraging behaviour of the North Atlantic right whale, *Eubalaena glacialis*, and associated zooplankton characteristics. *Canadian Journal of Zoology*, 68(10), pp.2214-2220.
- McCordic, J.A., Root-Gutteridge, H., Cusano, D.A., Denes, S.L. and Parks, S.E., 2016. Calls of North Atlantic right whales *Eubalaena glacialis* contain information on individual identity and age class. *Endangered Species Research*, 30, pp.157-169.
- Mead, J.G. 1986. Twentieth-century records of right whales (*Eubalaena glacialis*) in the northwestern Atlantic Ocean, *Reports of the International Whaling Commission*, Special Issue 10, pp. 109-119. Available at: <https://archive.iwc.int/?r=470&k=89cf7291d4> (Accessed: 22 January 2024).
- Melcon, M.L., Cummins, A.J., Kerosky, S.M., Roche, L.K., Wiggins, S.M. and Hildebrand, J.A., 2012. Blue whales respond to anthropogenic noise. *PloS One*, 7(2), p.e32681.
- Mellinger, D.K., Nieuirkirk, S.L., Klinck, K., Klinck, H., Dziak, R.P., Clapham, P.J., Brandsdóttir, B. 2011. Confirmation of right whales near a nineteenth-century whaling ground east of southern Greenland. *Biology Letters*, 7, pp. 411–413. <http://doi.org/10.1098/rsbl.2010.1191>
- Meyer-Gutbrod, E.L., Davies, K.T., Johnson, C.L., Plourde, S., Sorochan, K.A., Kenney, R.D., Ramp, C., Gosselin, J.F., Lawson, J.W. and Greene, C.H., 2023. Redefining North Atlantic right whale habitat-use patterns under climate change. *Limnology and Oceanography*, 68, pp. S71-S86.
- Meyer-Gutbrod, E.L. and Greene, C.H., 2018. Uncertain recovery of the North Atlantic right whale in a changing ocean. *Global Change Biology*, 24(1), pp.455-464.
- Meyer-Gutbrod, E.L., Greene, C.H., Davies, K.T. and Johns, D.G. 2021. Ocean regime shift is driving collapse of the North Atlantic right whale population. *Oceanography*, 34(3), pp.22-31.

-
- Meyer-Gutbrod, E.L., Greene, C.H., Sullivan, P.J. and Pershing, A.J., 2015. Climate-associated changes in prey availability drive reproductive dynamics of the North Atlantic right whale population. *Marine Ecology Progress Series*, 535, pp.243-258.
- Michaud, J. and Taggart, C.T., 2007. Lipid and gross energy content of North Atlantic right whale food, *Calanus finmarchicus*, in the Bay of Fundy. *Endangered Species Research*, 3(1), pp.77-94.
- Michel, J. and Fingas, M. 2016. Oil Spills: Causes, consequences, prevention, and countermeasures. In Fossil fuels: current status and future directions (pp. 159-201).
- Miller AS, Solinger L, Shank B, Huamani A, Duffing Romero MD, Asaro MJ, Franco C, Trego ML. 2024. A decision support tool to assess risk of entanglement mortality to large whales from commercial fixed-gear fisheries in the Northwest Atlantic. US Dept Commer Northeast Fish Sci Cent Tech Memo 312. 102 p.
- Mitchell, E. and Reeves, R.R. 1983. Catch history, abundance, and present status of northwest Atlantic humpback whales, *Reports of the International Whaling Commission*, Special Issue 5, pp. 153-212. Available at: <https://archive.iwc.int/?r=465&k=a3242cf4cb> (Accessed: 22 January 2024).
- Moise, M., Morin, D., Martin, R., Higgins, J. 2022. 2019 Atlantic Large Whale Entanglement Report, Greater Atlantic Region Policy Series 22-02. NOAA Fisheries Greater Atlantic Regional Fisheries Office 74 p.
- Moise, M., Moring, D., Martin, R., Higgins, J. 2023a. 2020 Atlantic Large Whale Entanglement Report, Greater Atlantic Region Policy Series 23-03. NOAA Fisheries Greater Atlantic Regional Fisheries Office 49p.
- Moise, M., Morin, D., Martin, R., Higgins, J. 2023b. 2021 Atlantic Large Whale Entanglement Report, Greater Atlantic Region Poicy Series 23-05. NOAA Fisheries Greater Atlantic Regional Fisheries Office 64 p.
- Monteiro, R.C., do Sul, J.A.I. and Costa, M.F., 2018. Plastic pollution in islands of the Atlantic Ocean. *Environmental Pollution*, 238, pp.103-110.
- Mooney, T.A., Andersson, M.H. and Stanley, J. 2020. Acoustic impacts of offshore wind energy on fishery resources. *Oceanography*, 33(4), pp.82-95.
- Moore, M., Andrews, R., Austin, T., Bailey, J., Costidis, A., George, C., Jackson, K., Pitchford, T., Landry, S., Ligon, A. and McLellan, W., 2013. Rope trauma, sedation, disentanglement, and monitoring-tag associated lesions in a terminally entangled North Atlantic right whale (*Eubalaena glacialis*). *Marine Mammal Science*, 29(2), pp.E98-E113.
- Moore, M.J. and van der Hoop, J.M., 2012. The painful side of trap and fixed net fisheries: chronic entanglement of large whales. *Journal of Marine Sciences*, 2012(1), p.230653
- Moore, M.J., Knowlton, A.R., Kraus, S.D., McLellan, W.A., and Bonde, R.K. 2004. Morphometry, gross morphology and available histopathology in North Atlantic right whale (*Eubalaena glacialis*) mortalities (1970-2002). *Journal of Cetacean Research and Management*, 6(3).
- 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. and 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, pp.205-226.
- Moors-Murphy, H. Stanistreet, J.E., Feyrer, L.J. 2024. Threat Assessment for Northern Bottlenose Whales (*Hyperoodon ampullatus*) off Eastern Canada, with a Focus on the Scotian Shelf Population. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2024/054. v + 62 p.
- Morin, D., Higgins, J., Moise, M., Minton, M. 2021. 2018 Atlantic Large Whale Entanglement Report, Greater Atlantic Region Policy Series 21-03. NOAA Fisheries Greater Atlantic Regional Fisheries Office 119 p.
- Morin, D., Moise, M., Higgins, J., Minton, M. 2020. 2017 Atlantic Large Whale Entanglement Report, Greater Atlantic Region Policy Series 20-02. NOAA Fisheries Greater Atlantic Regional Fisheries Office. 103 p.
- Morin, D., Salvador, G., Higgins, J., Minton, M. 2019. 2016 Atlantic Large Whale Entanglement Report, Greater Atlantic Region Policy Series 19-04. NOAA Fisheries Greater Atlantic Regional Fisheries Office - www.greateratlantic.fisheries.noaa.gov/policyseries/, 115 p.
- Murison, L.D. and Gaskin, D.E., 1989. The distribution of right whales and zooplankton in the Bay of Fundy, Canada. *Canadian Journal of Zoology*, 67(6), pp.1411-1420.

-
- Mussoline, S.E., Risch, D., Hatch, L.T., Weinrich, M.T., Wiley, D.N., Thompson, M.A., Corkeron, P.J. and Van Parijs, S.M., 2012. Seasonal and diel variation in North Atlantic right whale up-calls: implications for management and conservation in the northwestern Atlantic Ocean. *Endangered Species Research*, 17(1), pp.17-26.
- NARWC (North Atlantic Right Whale Consortium). 2024a. North Atlantic Right Whale Consortium Anthropogenic Database, 03 January 2024. New England Aquarium, Boston, MA.
- NARWC (North Atlantic Right Whale Consortium). 2024b. North Atlantic Right Whale Consortium Annual Meeting. Renaissance Providence Downtown Hotel Providence, RI USA, 23-24 October. www.narwc.org.
- NASEM [National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine]. 2023. Potential Hydrodynamic Impacts of Offshore Wind Energy on Nantucket Shoals Regional Ecology: An Evaluation from Wind to Whales. Washington, DC: National Academies Press., p. 106.
- Nelms, S.E., Piniak, W.E., Weir, C.R. and Godley, B.J., 2016. Seismic surveys and marine turtles: An underestimated global threat? *Biological Conservation*, 193, pp.49-65.
- Nelson, M., Garron, M., Merrick, R.L., Pace, R.M. III, and Cole, T.V.N. 2007. Mortality and serious injury determinations for baleen whale stocks along the United States eastern seaboard and adjacent Canadian Maritimes, 2001-2005. Northeast Fish. Sci. Cent. Ref. Doc. 07-05.
- Nicol, C., Bejder, L., Green, L., Johnson, C., Keeling, L., Noren, D., Van der Hoop, J. and Simmonds, M., 2020. Anthropogenic threats to wild cetacean welfare and a tool to inform policy in this area. *Frontiers in Veterinary Science*, 7, p.57.
- Nichol, L.M., Wright, B.M., Hara, P.O. and Ford, J.K., 2017. Risk of lethal vessel strikes to humpback and fin whales off the west coast of Vancouver Island, Canada. *Endangered Species Research*, 32, pp.373-390.
- Niekirk, S.L., Mellinger, D.K., Moore, S.E., Klinck, K., Dziak, R.P. and Goslin, J., 2012. Sounds from airguns and fin whales recorded in the mid-Atlantic Ocean, 1999–2009. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 131(2), pp.1102-1112.
- 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. and Clavelle, T., 2024. Ship collision risk threatens whales across the world's oceans. *Science*, 386(6724), pp.870-875.
- NMFS [National Marine Fisheries Service]. 2016. Technical Guidance for Assessing the Effects of Anthropogenic Sound on Marine Mammal Hearing: Underwater Acoustic Thresholds for Onset of Permanent and Temporary Threshold Shifts. U.S. Dept. of Commer., NOAA. NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-55, 178 p
- NOAA. [National Oceanic and Atmospheric Administration]. 2012. Process for distinguishing serious from non-serious injury of marine mammals: Process for injury determinations. National Marine Fisheries Service Policy Directive PD 02-038-01. January 2012.
- NOAA. [National Oceanic and Atmospheric Administration]. 2022. Process for distinguishing serious from non-serious injury of marine mammals: Process for injury determinations. National Marine Fisheries Service Policy Directive PD 02-038-01. January 2022.
- NOAA. [National Oceanic and Atmospheric Administration]. 2023. Process for distinguishing serious from non-serious injury of marine mammals: Process for injury determinations. National Marine Fisheries Service Policy Directive PD 02-038-01. January 2023.
- NOAA [National Oceanic and Atmospheric Administration]. 2024. North Atlantic Right Whale: Conservation & Management. NOAA Fisheries, [online]. Available at: <https://www.fisheries.noaa.gov/species/north-atlantic-right-whale/conservation-management>
- NOAA [National Oceanic and Atmospheric Administration]. 2025. 2017–2025 North Atlantic Right Whale Unusual Mortality Event. NOAA Fisheries, [online]. Available at: <https://www.fisheries.noaa.gov/national/marine-life-distress/2017-2025-north-atlantic-right-whale-unusual-mortality-event>
- Noren, D.P. and Mocklin, J.A., 2012. Review of cetacean biopsy techniques: Factors contributing to successful sample collection and physiological and behavioral impacts. *Marine Mammal Science*, 28(1), pp.154-199.

-
- Norman, S.A., Flynn, K.R., Zerbini, A.N., Gulland, F.M., Moore, M.J., Raverty, S., Rotstein, D.S., Mate, B.R., Hayslip, C., Gendron, D. and Sears, R., 2018. Assessment of wound healing of tagged gray (*Eschrichtius robustus*) and blue (*Balaenoptera musculus*) whales in the eastern North Pacific using long-term series of photographs. *Marine Mammal Science*, 34(1), pp.27-53.
- Norton Rose Fulbright. 2023. Global offshore wind: Canada, Norton Rose Fulbright. [online] Available at: <https://www.nortonrosefulbright.com/en/knowledge/publications/d77f6a16/global-offshore-wind-canada>.
- Nowacek, D.P., Clark, C.W., Mann, D., Miller, P.J., Rosenbaum, H.C., Golden, J.S., Jasny, M., Kraska, J. and Southall, B.L., 2015. Marine seismic surveys and ocean noise: time for coordinated and prudent planning. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 13(7), pp.378-386.
- Nowacek, D.P., Johnson, M.P. and Tyack, P.L. 2004. North Atlantic right whales (*Eubalaena glacialis*) ignore ships but respond to alerting stimuli. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 271(1536), pp.227-231.
- Nowacek, D.P., Thorne, L.H., Johnston, D.W., Tyack, P.L. 2007. Responses of cetaceans to anthropogenic noise. *Mammal Review*, 37(2), pp. 81-115.
- Nunny, L., Simmonds, M.P. (2022). Hunting, fishing, and whaling. In Routledge Handbook of Animal Welfare. London: University of Winchester.
- Nussbaum Wichert, R., and Nussbaum, M.C. 2017. Scientific whaling? The scientific research exception and the future of the international whaling commission. *Journal of Human Development and Capabilities*, 18(3), pp.356-369.
- O'Brien, O., Pendleton, D.E., Ganley, L.C., McKenna, K.R., Kenney, R.D., Quintana-Rizzo, E., Mayo, C.A., Kraus, S.D. and Redfern, J.V. 2022. Repatriation of a historical North Atlantic right whale habitat during an era of rapid climate change. *Scientific Reports*, 12(1), p.12407.
- O'Mahony, É.N., Sremba, A.L., Keen, E.M., Robinson, N., Dundas, A., Steel, D., Wray, J., Baker, C.S. and Gaggiotti, O.E., 2024. Collecting baleen whale blow samples by drone: A minimally intrusive tool for conservation genetics. *Molecular Ecology Resources*, p.e13957.
- Omori, M. 1978. Zooplankton fisheries of the world: a review. *Marine Biology*, 48, pp.199-205.
- O'Shea, T.J. 1999. 'Environmental Contaminants and Marine Mammals', in Reynolds III, J.E., Rommel, S.A. (ed.) *Biology of Marine Mammals*. Washington and London: Smithsonian Institution Press, pp. 485-563.
- Pabortsava, K. and Lampitt, R.S. 2020. High concentrations of plastic hidden beneath the surface of the Atlantic Ocean. *Nature Communications*, 11(1), p.4073.
- Pace III, R.M., Cole, T.V. and Henry, A.G., 2014. Incremental fishing gear modifications fail to significantly reduce large whale serious injury rates. *Endangered Species Research*, 26(2), pp.115-126.
- Pace III, R.M., Corkeron, P.J. and Kraus, S.D., 2017. State-space mark-recapture estimates reveal a recent decline in abundance of North Atlantic right whales. *Ecology and Evolution*, 7(21), pp.8730-8741.
- Pace III, R.M., Williams, R., Kraus, S.D., Knowlton, A.R. and Pettis, H.M., 2021. Cryptic mortality of North Atlantic right whales. *Conservation Science and Practice*, 3(2), p.e346.
- Parent, G.J., Plourde, S., Turgeon, J. 2011. Overlapping size ranges of Calanus spp. off the Canadian Arctic and Atlantic Coasts: impact on species' abundances. *Journal of Plankton Research*, 33(11): 1654-1665. doi:10.1093/plankt/fbr072
- Parks, S.E., Hamilton, P.K., Kraus, S.D. and Tyack, P.L., 2005. The gunshot sound produced by male North Atlantic right whales (*Eubalaena glacialis*) and its potential function in reproductive advertisement. *Marine Mammal Science*, 21(3), pp.458-475.
- Parks, S.E., Searby, A., Célérier, A., Johnson, M.P., Nowacek, D.P. and Tyack, P.L., 2011. Sound production behavior of individual North Atlantic right whales: implications for passive acoustic monitoring. *Endangered Species Research*, 15(1), pp.63-76.
- Parks, S.E. and Tyack, P.L., 2005. Sound production by North Atlantic right whales (*Eubalaena glacialis*) in surface active groups. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 117(5), pp.3297-3306.
- Parsons, E. C. M., Birks, I., Evans, P. G. H., Gordon, J. C. D., Shrimpton, J. H., and Pooley, S. 2000. The possible impacts of military activity on cetaceans in West Scotland. *European Research on Cetaceans*, 14, 185–190.

-
- Parsons, E.C.M. 2017. Impacts of Navy Sonar on Whales and Dolphins: Now beyond a Smoking Gun. *Frontiers in Marine Science*, 295(4), pp. 1-11.
- Patrician, M.R. and Kenney, R.D., 2010. Using the Continuous Plankton Recorder to investigate the absence of North Atlantic right whales (*Eubalaena glacialis*) from the Roseway Basin foraging ground. *Journal of Plankton Research*, 32(12), pp.1685-1695.
- Payne, R., Brazier, O., Dorsey, E.M., Perkins, J.S., Rowntree, V.J. and Titus, A., 1983. External features in southern right whales, *Eubalaena australis*, and their use in identifying individuals: Communication and Behavior of Whales.(1st edn), AAAS Selected Symposium.
- Pershing, A.J., Alexander, M.A., Hernandez, C.M., Kerr, L.A., Le Bris, A., Mills, K.E., Nye, J.A., Record, N.R., Scannell, H.A., Scott, J.D. and Sherwood, G.D. 2015. Slow adaptation in the face of rapid warming leads to collapse of the Gulf of Maine cod fishery. *Science*, 350(6262), pp.809-812.
- Pershing, A.J., Record, N.R., Monger, B.C., Mayo, C.A., Brown, M.W., Cole, T.V., Kenney, R.D., Pendleton, D.E. and Woodard, L.A., 2009. Model-based estimates of right whale habitat use in the Gulf of Maine. *Marine Ecology Progress Series*, 378, pp.245-257.
- Pettis, H.M. 2009. North Atlantic Right Whale Consortium 2008-2009 Annual Report Card. Report to the North Atlantic Right Whale Consortium, 2009.
- Pettis, H.M., Hamilton, P.K. 2006. North Atlantic Right Whale Consortium 2006 annual report card. Report to the North Atlantic Right Whale Consortium, November 2006.
- Pettis, H.M., Hamilton, P.K. 2007. North Atlantic Right Whale Consortium 2007 annual report card. Report to the North Atlantic Right Whale Consortium, November 2007.
- Pettis, H.M., Hamilton, P.K. 2009. North Atlantic Right Whale Consortium 2009 annual report card. Report to the North Atlantic Right Whale Consortium, November 2009.
- Pettis, H.M., Hamilton, P.K. 2010. North Atlantic Right Whale Consortium 2010 annual report card. Report to the North Atlantic Right Whale Consortium, November 2010.
- Pettis, H.M., Hamilton, P.K. 2011. North Atlantic Right Whale Consortium 2011 annual report card. Report to the North Atlantic Right Whale Consortium, November 2011.
- Pettis, H.M., Hamilton, P.K. 2012. North Atlantic Right Whale Consortium 2012 annual report card. Report to the North Atlantic Right Whale Consortium, November 2012.
- Pettis, H.M., Hamilton, P.K. 2013. North Atlantic Right Whale Consortium 2013 annual report card. Report to the North Atlantic Right Whale Consortium, November 2013.
- Pettis, H.M., Hamilton, P.K. 2014. North Atlantic Right Whale Consortium 2014 annual report card. Report to the North Atlantic Right Whale Consortium, November 2014.
- Pettis, H.M., Hamilton, P.K. 2015. North Atlantic Right Whale Consortium 2015 annual report card. Report to the North Atlantic Right Whale Consortium, November 2015.
- Pettis, H.M., Hamilton, P.K. 2016. North Atlantic Right Whale Consortium annual report card. Report to the North Atlantic Right Whale Consortium, November 2016.
- Pettis, H.M. and Hamilton, P.K. 2024. North Atlantic Right Whale Consortium 2023 Annual Report Card. Report to the North Atlantic Right Whale Consortium, November 2024.
- Pettis, H.M., Pace, R.M. III, Hamilton, P.K. 2018b. North Atlantic Right Whale Consortium 2018 Annual Report Card. Report to the North Atlantic Right Whale Consortium. www.narwc.org
- Pettis, H.M., Pace, R.M. III, Hamilton, P.K. 2020. North Atlantic Right Whale Consortium 2019 Annual Report Card. Report to the North Atlantic Right Whale Consortium. www.narwc.org
- Pettis, H.M., Pace, R.M. III, Hamilton, P.K. 2021. North Atlantic Right Whale Consortium 2020 Annual Report Card. Report to the North Atlantic Right Whale Consortium. www.narwc.org
- Pettis, H.M., Pace, R.M. III, Hamilton, P.K. 2022. North Atlantic Right Whale Consortium 2021 Annual Report Card. Report to the North Atlantic Right Whale Consortium. www.narwc.org
- Pettis, H.M., Pace, R.M. III, Hamilton, P.K. 2023. North Atlantic Right Whale Consortium 2022 Annual Report Card. Report to the North Atlantic Right Whale Consortium. www.narwc.org
- Pettis, H.M., Pace, R.M. III, Schick, R.S., Hamilton, P.K. 2018a. North Atlantic Right Whale Consortium annual report card. Amended Report to the North Atlantic Right Whale Consortium, October 2017. www.narwc.org
- Pettis, H.M., Rolland, R.M., Hamilton, P.K., Brault, S., Knowlton, A.R. and Kraus, S.D., 2004. Visual health assessment of North Atlantic right whales (*Eubalaena glacialis*) using photographs. *Canadian Journal of Zoology*, 82(1), pp.8-19.

-
- Pinchin, K. 2023. Farming a changing sea, Canadian Geographic. [online] Available at: <https://canadiangeographic.ca/articles/farming-a-changing-sea/>.
- Pirotta, E., Bierlich, K.C., New, L., Hildebrand, L., Bird, C.N., Fernandez Ajó, A. and Torres, L.G., 2024. Modeling individual growth reveals decreasing gray whale body length and correlations with ocean climate indices at multiple scales. *Global Change Biology*, 30(6), p.e17366.
- Pirotta, E., Merchant, N.D., Thompson, P.M., Barton, T.R. and Lusseau, D., 2015. Quantifying the effect of boat disturbance on bottlenose dolphin foraging activity. *Biological Conservation*, 181, pp.82-89.
- Pirotta, E., Schick, R.S., Hamilton, P.K., Harris, C.M., Hewitt, J., Knowlton, A.R., Kraus, S.D., Meyer-Gutbrod, E., Moore, M.J., Pettis, H.M. and Photopoulou, T., 2023. Estimating the effects of stressors on the health, survival and reproduction of a critically endangered, long-lived species. *Oikos*, p.e09801.
- Pirotta, E. and Thomas, L., 2024. Historical anchored (Type A) tags were associated with negative effects on North Atlantic right whale survival and reproduction. *J. Cetacean Res. Manage.*, pp.65-76.
- Pirotta, E., Thomas, L., Costa, D.P., Hall, A.J., Harris, C.M., Harwood, J., Kraus, S.D., Miller, P.J., Moore, M.J., Photopoulou, T. and Rolland, R.M., 2022. Understanding the combined effects of multiple stressors: A new perspective on a longstanding challenge. *Science of the Total Environment*, 821, p.153322.
- Pirotta, V., Smith, A., Ostrowski, M., Russell, D., Jonsen, I.D., Grech, A. and Harcourt, R., 2017. An economical custom-built drone for assessing whale health. *Frontiers in Marine Science*, 4, p.425.
- Plagányi, É.E. and Butterworth, D.S., 2009. Competition with fisheries. In *Encyclopedia of Marine Mammals* (pp. 269-275). Academic Press.
- Plourde, S., Lehoux, C., Johnson, C.L., Perrin, G. and Lesage, V. 2019. North Atlantic right whale (*Eubalaena glacialis*) and its food:(I) a spatial climatology of Calanus biomass and potential foraging habitats in Canadian waters. *Journal of Plankton Research*, 41(5), pp.667-685.
- Poloczanska, E.S., Burrows, M.T., Brown, C.J., García Molinos, J., Halpern, B.S., Hoegh-Guldberg, O., Kappel, C.V., Moore, P.J., Richardson, A.J., Schoeman, D.S. and Sydeman, W.J. 2016. Responses of marine organisms to climate change across oceans. *Frontiers in Marine Science* 3, p.62.
- Possenti, L., de Nooijer, L., de Jong, C., Lam, F.P., Beelen, S., Bosschers, J., van Terwisga, T., Stigter, R. and Reichart, G.J., 2024. The present and future contribution of ships to the underwater soundscape. *Frontiers in Marine Science*, 11, p.1252901.
- Prado-Cabrero, A. and Nolan, J.M., 2021. Omega-3 nutraceuticals, climate change and threats to the environment: The cases of Antarctic krill and Calanus finmarchicus. *Ambio*, 50(6), pp.1184-1199.
- Quick, N., Scott-Hayward, L., Sadykova, D., Nowacek, D. and Read, A., 2017. Effects of a scientific echo sounder on the behavior of short-finned pilot whales (*Globicephala macrorhynchus*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 74(5), pp.716-726.
- Quintana-Rizzo, E., Leiter, S., Cole, T.V.N., Hagbloom, M.N., Knowlton, A.R., Nagelkirk, P., Brien, O.O., Khan, C.B., Henry, A.G., Duley, P.A. and Crowe, L.M., 2021. Residency, demographics, and movement patterns of North Atlantic right whales *Eubalaena glacialis* in an offshore wind energy development area in southern New England, USA. *Endangered Species Research*, 45, pp.251-268.
- Ramírez-León, M.R., Sosa-Nishizaki, O., Perez-Brunius, P., Romo-Curiel, A.E., Ramírez-Mendoza, Z., Fajardo-Yamamoto, A., Herzka, S.Z. and García-Aguilar, M.C., 2023. Semi-quantitative risk assessment of marine mammal oil exposure: a case study in the western Gulf of Mexico. *Frontiers in Marine Science*, 10, p.1034647.
- Ratelle*, S.M., Vanderlaan*, A.S.M., Thompson, E.D., Sorochan, K.A., Pisano, O.M., et Labbé, A.C. 2025. Habitats importants de la baleine noire de l'Atlantique Nord (*Eubalaena glacialis*) dans les eaux de l'est du Canada. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2025/059. v + 146 p.
- Record, N.R., Runge, J.A., Pendleton, D.E., Balch, W.M., Davies, K.T., Pershing, A.J., Johnson, C.L., Stamieszkin, K., Ji, R., Feng, Z. and Kraus, S.D., 2019. Rapid climate-driven circulation changes threaten conservation of endangered North Atlantic right whales. *Oceanography*, 32(2), pp.162-169.

-
- Redfern, J.V., Hodge, B.C., Pendleton, D.E., Knowlton, A.R., Adams, J., Patterson, E.M., Good, C.P. and Roberts, J.J. 2024. Estimating reductions in the risk of vessels striking whales achieved by management strategies. *Biological Conservation*, p.110427.
- Reed, J., New, L., Corkeron, P. and Harcourt, R. 2022. Multi-event modeling of true reproductive states of individual female right whales provides new insights into their decline. *Frontiers in Marine Science* 9, p.994481.
- Remili, A., McKinney, M.A., Maldonado-Rodriguez, A., Ferguson, S.H., Caputo, M. and Kiszka, J.J., 2024. Legacy persistent organic pollutants among multiple cetacean species in the Northwest Atlantic. *Science of The Total Environment*, 954, p.176746.
- Reeves, R. and Lee, D.S., 2022. Bowhead whales and whaling in the central and eastern Canadian Arctic, 1970-2021. *Journal of Cetacean Research and Management*, 23, pp.01-25.
- Reeves, R.R. 2001. Overview of catch history, historic abundance and distribution of right whales in the western North Atlantic and in Cintra Bay, West Africa, *Journal of Cetacean Research and Management*, Special Issue 2, pp. 187-192. doi: <https://doi.org/10.47536/jcrm.vi>.
- Reeves, R.R. 2002. The origins and character of 'aboriginal subsistence' whaling: a global review. *Mammal Review*, 32(2), pp.71-106.
- Reeves, R.R. and Mitchell, E. 1986a. The Long Island, New York, right whale fishery: 1650-1924, *Reports of the International Whaling Commission*, Special Issue 10, pp. 201-220. Available at: <https://archive.iwc.int/?r=470&k=89cf7291d4> (Accessed: 22 January 2024).
- Reeves, R.R. and Mitchell, E. 1986b. American pelagic whaling for right whales in the North Atlantic, *Reports of the International Whaling Commission*, Special Issue 10, pp. 221-254. Available at: <https://archive.iwc.int/?r=470&k=89cf7291d4> (Accessed: 22 January 2024).
- Reeves, R.R., Breiwick, J.M. and Mitchell, E.D. 1999. History of whaling and estimated kill of right whales, *Balaena glacialis*, in the northeastern United States, 1620-1924, *Marine Fisheries Review*, 61(3), pp. 1-36. Available at: <https://spo.nmfs.noaa.gov/sites/default/files/pdf-content/mfr6131.pdf> (Accessed: 22 January 2024).
- Reeves, R.R., Mead, J.G. and Katona, S. 1978. The right whale, *Eubalaena glacialis*, in the western North Atlantic', *Reports of the International Whaling Commission*, 28, pp. 303-312.
- Reeves, R.R., Smith, T.D. and Josephson, E.A. 2007. Near-annihilation of a species: right whaling in the North Atlantic, in Kraus, S.D. and Rolland, R.M. (eds.) *The urban whale: North Atlantic right whales at the crossroads*. Cambridge: Harvard University Press, pp. 39-74.
- Reeves R, Smith B, Crespo E, Notarbartolo di Sciara G., 2003. Dolphins, whales and porpoises: 2002–2010 conservation action plan for the world's cetaceans IUCN/SSC Cetacean Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.ix+139.
- Reid, P.C., Fischer, A.C., Lewis-Brown, E., Meredith, M.P., Sparrow, M., Andersson, A.J., Antia, A., Bates, N.R., Bathmann, U., Beaugrand, G. and Brix, H. 2009. Impacts of the oceans on climate change. *Advances in Marine Biology*, 56, pp.1-150.
- Rice, A.N., Tielens, J.T., Estabrook, B.J., Muirhead, C.A., Rahaman, A., Guerra, M. and Clark, C.W., 2014. Variation of ocean acoustic environments along the western North Atlantic coast: A case study in context of the right whale migration route. *Ecological Informatics*, 21, pp.89-99.
- Richardson, W.J., Miller, G.W. and Greene Jr, C.R., 1999. Displacement of migrating bowhead whales by sounds from seismic surveys in shallow waters of the Beaufort Sea. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 106(4), pp.2281-2281.
- Richardson, W.J., Würsig, B. and Greene Jr, C.R., 1990. Reactions of bowhead whales, *Balaena mysticetus*, to drilling and dredging noise in the Canadian Beaufort Sea. *Marine Environmental Research*, 29(2), pp.135-160.
- Richardson, W.J., Greene Jr, C.R., Malme, C.I. and Thomson, D.H., 1995. *Marine Mammals and Noise*. Academic press.
- Risch D, Corkeron PJ, Ellison WT, Van Parijs SM, Browman H. 2012 Changes in humpback whale song occurrence in response to an acoustic source 200 km away. *PLoS ONE* 7, e29741. (doi:10.1371/journal.pone.0029741)Ritter, F., 2012. Collisions of sailing vessels with cetaceans worldwide: First insights into a seemingly growing problem. *Journal of Cetacean Research and Management*, 12(1), pp.119-127.Schoeman, R.P., Patterson-Abrolat, C. and Plön, S., 2020. A global review of vessel collisions with marine animals. *Frontiers in Marine Science*, 7, p.292.

-
- Robbins, J., Knowlton, A.R. and Landry, S., 2015. Apparent survival of North Atlantic right whales after entanglement in fishing gear. *Biological Conservation*, 191, pp.421-427.
- Robbins, J., Zerbini, A.N., Gales, N., Gulland, F.M., Double, M., Clapham, P.J., Andrews-Goff, V., Kennedy, A.S., Landry, S., Mattila, D.K. and Tackaberry, J., 2013. Satellite tag effectiveness and impacts on large whales: preliminary results of a case study with Gulf of Maine humpback whales. *Paper SC/65a/SH05 presented to the IWC Scientific Committee*.
- Roberts, J.J., Yack, T.M., Fujioka, E., Halpin, P.N., Baumgartner, M.F., Boisseau, O., Chavez-Rosales, S., Cole, T.V., Cotter, M.P., Davis, G.E. and DiGiovanni Jr, R.A., 2024. North Atlantic right whale density surface model for the US Atlantic evaluated with passive acoustic monitoring. *Marine Ecology Progress Series*, 732, pp.167-192.
- Robertson, F.C., Koski, W.R., Thomas, T.A., Richardson, W.J., Würsig, B. and Trites, A.W., 2013. Seismic operations have variable effects on dive-cycle behavior of bowhead whales in the Beaufort Sea. *Endangered Species Research*, 21(2), pp.143-160.
- Rochman, C.M., 2018. Microplastics research—from sink to source. *Science*, 360(6384), pp.28-29.
- Rochman, C.M. and Hoellein, T., 2020. The global odyssey of plastic pollution. *Science*, 368(6496), pp.1184-1185.
- Rockwood, R.C., Adams, J.D., Hastings, S., Morten, J. and Jahncke, J., 2021. Modeling whale deaths from vessel strikes to reduce the risk of fatality to endangered whales. *Frontiers in Marine Science*, 8, p.649890.
- Rolland, R.M., McLellan, W.A., Moore, M.J., Harms, C.A., Burgess, E.A. and Hunt, K.E., 2017. Fecal glucocorticoids and anthropogenic injury and mortality in North Atlantic right whales *Eubalaena glacialis*. *Endangered Species Research*, 34, pp.417-429.
- Rolland, R.M., Schick, R.S., Pettis, H.M., Knowlton, A.R., Hamilton, P.K., Clark, J.S. and Kraus, S.D., 2016. Health of North Atlantic right whales *Eubalaena glacialis* over three decades: from individual health to demographic and population health trends. *Marine Ecology Progress Series*, 542, pp.265-282.
- Rolland, R.M., Parks, S.E., Hunt, K.E., Castellote, M., Corkeron, P.J., Nowacek, D.P., Wasser, S.K. and Kraus, S.D., 2012. Evidence that ship noise increases stress in right whales. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 279(1737), pp.2363-2368.
- Root-Gutteridge, H., Cusano, D.A., Shiu, Y., Nowacek, D.P., Van Parijs, S.M. and Parks, S.E., 2018. A lifetime of changing calls: North Atlantic right whales, *Eubalaena glacialis*, refine call production as they age. *Animal Behaviour*, 137, pp.21-34.
- Rosenbaum, H.C., Egan, M.G., Clapham, P.J., Brownell Jr, R.L., Malik, S., Brown, M.W., White, B.N., Walsh, P. and Desalle, R., 2000. Utility of North Atlantic right whale museum specimens for assessing changes in genetic diversity. *Conservation Biology*, 14(6), pp.1837-1842.
- Ross, C.H., Pendleton, D.E., Tupper, B., Brickman, D., Zani, M.A., Mayo, C.A. and Record, N.R., 2021. Projecting regions of North Atlantic right whale, *Eubalaena glacialis*, habitat suitability in the Gulf of Maine for the year 2050. *Elementa: Science of the Anthropocene*, 9(1), p.00058.
- Ross, D.A., Guzman, H.M., Potvin, C. and van Hinsberg, V.J. 2017. A review of toxic metal contamination in marine turtle tissues and its implications for human health. *Regional Studies in Marine Science*, 15, pp.1-9.
- Royal Canadian Navy. 2023. Royal Canadian Navy-led Exercise CUTLASS FURY 2023 Comences. [online] Available at: [Royal Canadian Navy-led Exercise CUTLASS FURY 2023 Comences - Canada.ca](https://www.rncan.gc.ca/commences-Canada.ca).
- Rozalska, K., and Coffen-Smout, S. 2020. Maritimes Region Fisheries Atlas: catch weight landings mapping (2014-2018) on a hexagon grid. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3373: vi + 68 p.
- Runge, J.A., Simard, Y. 1990. Zooplankton of the St. Lawrence Estuary: the imprint of physical processes on its composition and distribution. *Oceanography of a Large-Scale Estuarine System*. 39:296-320.
- Runge, M.C., Linden, D.W., Hostetler, J.A., Borggaard, D.L., Garrison, L.P., Knowlton, A.R., Lesage, V., Williams, R., Pace III, R.M. 2023. A management-focused population viability analysis for North Atlantic right whales. *NOAA Technical Memorandum NMFS-NE-307*. 10.13140/RG.2.2.26635.05928.

-
- Ryan, C., McHugh, B., Boyle, B., McGovern, E., Bérubé, M., Lopez-Suárez, P., Elfes, C.T., Boyd, D.T., Ylitalo, G.M., Van Blaricom, G.R. and Clapham, P.J., 2013. Levels of persistent organic pollutants in eastern North Atlantic humpback whales. *Endangered Species Research*, 22(3), pp.213-223.
- Sameoto, D.D., Herman, A.W. 1990. Life cycle and distribution of *Calanus finmarchicus* in deep basins on the Nova Scotia shelf and seasonal changes in *Calanus* spp. *Marine Ecology Progress Series*, 66, pp. 225-237.
- Schaap, I., Buedenbender, L., Johann, S., Hollert, H., Dogruer, G. 2023. Impact of chemical pollution on threatened marine mammals: A systematic review. *J. Hazard. Mater.* 459, 132203. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.132203>
- Scheimreif, K., Suydam, R., Person, B. T., Stimmelmayr, R., Sformo, T. L., Von Duyke, A. L., de Sousa, L., Acker, R., SimKayotuk, C., Agnasagga, L., Tuzroyluk, M., Sheffield, G., George, J. C., and Blair, A. 2002. Subsistence harvest of bowhead whales (*Balaena mysticetus*) by Alaskan Natives during 2000 and updates on genetics and health studies. International Whaling Commission, SC/68c/ASW, pp. 1-8.
- Schick, R.S., Kraus, S.D., Rolland, R.M., Knowlton, A.R., Hamilton, P.K., Pettis, H.M., Kenney, R.D. and Clark, J.S., 2013. Using hierarchical Bayes to understand movement, health, and survival in the endangered North Atlantic right whale. *PLoS One*, 8(6), p.e64166.
- Schick, R.S., Kraus, S.D., Rolland, R.M., Knowlton, A.R., Hamilton, P.K., Pettis, H.M., Thomas, L., Harwood, J. and Clark, J.S., 2016. Effects of model formulation on estimates of health in individual right whales (*Eubalaena glacialis*). In *The Effects of Noise on Aquatic Life II* (pp. 977-985). Springer New York.
- Schoeman, R.P., Patterson-Abrolat, C. and Plön, S., 2020. A global review of vessel collisions with marine animals. *Frontiers in Marine Science*, 7, p.292.
- Sergeant, D.E. 1966. Populations of large whale species in the western North Atlantic with special reference to the fin whale, *Fisheries Research Board of Canada Arctic Biological Station Circular*, 9, pp. 1-13. Available at: <https://archive.org/details/populationsoflar00serg/mode/2up> (Accessed: 22 January 2024).
- Sharp, S.M., McLellan, W.A., Rotstein, D.S., Costidis, A.M., Barco, S.G., Durham, K., Pitchford, T.D., Jackson, K.A., Daoust, P.Y., Wimmer, T. and Couture, E.L. 2019. Gross and histopathologic diagnoses from North Atlantic right whale *Eubalaena glacialis* mortalities between 2003 and 2018. *Diseases of Aquatic Organisms*, 135(1), pp.1-31.
- Silber, GK, Dangerfield A, Smith J, Reeb D, Levenson JJ (Blue World Research Institute, Cocoa, FL). 2023. Offshore wind energy development and North Atlantic right whales. Sterling (VA): U.S. Department of the Interior, Bureau of Ocean Energy Management. 99 p. Obligation No.: 140M0121D0004. Report No.: OCS Study BOEM 2023-051.
- Silva, M.A., Steiner, L., Cascao, I., Cruz, M.J., Prieto, R., Cole, T., Hamilton, P.K. and Baumgartner, M., 2012. Winter sighting of a known western North Atlantic right whale in the Azores. *Journal of Cetacean Research and Management*, 12(1), pp.65-69.
- Simard, Y., Roy, N., Giard, S. and Aulanier, F., 2019. North Atlantic right whale shift to the Gulf of St. Lawrence in 2015, revealed by long-term passive acoustics. *Endangered Species Research*, 40, pp.271-284.
- Simard, Y., Roy, N., Giard, S., and Yayla, M. 2014. Canadian year-round shipping traffic atlas for 2013: Volume 1, East Coast marine waters. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3091(Vol.1)E: xviii + 327 pp.
- Simmonds, M.P. & Lopez-Jurado, L.F. 1991. Whales and the military. *Nature*, 351, p. 448.
- Simmonds, M.P., 2012. Cetaceans and marine debris: the great unknown. *Journal of Marine Sciences*, 2012(1), p.684279.
- Sivle, D.L., Wensveen, P.J., Kvadsheim, P.H., Lam, F-P.A., Visser, F., Curé, C., Harris, C.M., Tyack, P.L., Miller, P.J.O. 2016. Naval sonar disrupts foraging in humpback whales. *Marine Ecology Progress Series*, 562, pp. 211-220.
- Sivle, L.D., Kvadsheim, P.H., Curé, C., Isojunno, S., Wensveen, P.J., Lam, F.P.A., Visser, F., Kleivanec, L., Tyack, P.L., Harris, C.M. and Miller, P.J., 2015. Severity of expert-identified behavioural responses of Humpback Whale, Minke Whale, and Northern Bottlenose Whale to naval sonar. *Aquatic Mammals*, 41(4).
- Sorochan, K.A., Plourde, S., Baumgartner, M.F. and Johnson, C.L. 2021. Availability, supply, and aggregation of prey (*Calanus* spp.) in foraging areas of the North Atlantic right whale (*Eubalaena glacialis*). *ICES Journal of Marine Science*, 78(10), pp.3498-3520.

-
- Sorochan, K.A., Plourde, S., Morse, R., Pepin, P., Runge, J., Thompson, C. and Johnson, C.L., 2019. North Atlantic right whale (*Eubalaena glacialis*) and its food:(II) interannual variations in biomass of Calanus spp. on western North Atlantic shelves. *Journal of Plankton Research*, 41(5), pp.687-708.
- South Fork Wind. 2024. SOUTHFORKWIND_COM, [online] Available at: <https://southforkwind.com/>.
- Southall, B.L., Allen, A.N., Calambokidis, J., Casey, C., DeRuiter, S.L., Fregosi, S., Friedlaender, A.S., Goldbogen, J.A., Harris, C.M., Hazen, E.L., Popov, V., Stimpert, A.K. 2023. Behavioural responses of fin whales to military mid-frequency active sonar. *Royal Society Open Science*, 10(231775), pp. 1-18.
- Southall, B.L., DeRuiter, S.L., Friedlaender, A., Stimpert, A., Goldbogen, J.A., Hazen, E., Casey, C., Fregosi, S., Cade, D.E., Allen, A.N., Harris, C.M., Schorr, G., Moretti, D., Guan, S., Calambokidis, J. 2019. Behavioral responses of individual blue whales (*Balaenoptera musculus*) to mid-frequency military sonar. *Journal of Experimental Biology*, 222, pp. 1-15.
- Species at Risk Act* 2002, c.29 (Canada). Available from: <https://laws.justice.gc.ca/eng/acts/s-15.3/>
- Sprogis, K.R., Holman, D., Arranz, P. and Christiansen, F., 2023. Effects of whale-watching activities on southern right whales in Encounter Bay, South Australia. *Marine Policy*, 150, p.105525.
- Stanistreet, J.E., Beslin, W.A., Kowarski, K., Martin, S.B., Westell, A. and Moors-Murphy, H.B., 2022. Changes in the acoustic activity of beaked whales and sperm whales recorded during a naval training exercise off eastern Canada. *Scientific Reports*, 12(1), p.1973.
- Stepanuk, J.E., Heywood, E.I., Lopez, J.F., DiGiovanni Jr, R.A. and Thorne, L.H., 2021. Age-specific behavior and habitat use in humpback whales: implications for vessel strike. *Marine Ecology Progress Series*, 663, pp.209-222.
- Stewart, J.D., Durban, J.W., Fearnbach, H., Hamilton, P.K., Knowlton, A.R., Lynn, M.S., Miller, C.A., Perryman, W.L., Tao, B.W. and Moore, M.J., 2022. Larger females have more calves: influence of maternal body length on fecundity in North Atlantic right whales. *Marine Ecology Progress Series*, 689, pp.179-189.
- Stewart, J.D., Durban, J.W., Knowlton, A.R., Lynn, M.S., Fearnbach, H., Barbaro, J., Perryman, W.L., Miller, C.A. and Moore, M.J. 2021. Decreasing body lengths in North Atlantic right whales. *Current Biology*, 31(14), pp.3174-3179.
- Stewart, P.L., and White, L. 2001. A review of contaminants on the Scotian Shelf and in adjacent coastal waters: 1970 to 1995. *Fisheries and Oceans Canada* 2351, Dartmouth, NS.
- Stone, K.M., Leiter, S.M., Kenney, R.D., Wikgren, B.C., Thompson, J.L., Taylor, J.K. and Kraus, S.D., 2017. Distribution and abundance of cetaceans in a wind energy development area offshore of Massachusetts and Rhode Island. *Journal of Coastal Conservation*, 21, pp.527-543.
- Sun, C., Soltwedel, T., Bauerfeind, E., Adelman, D.A. and Lohmann, R., 2016. Depth profiles of persistent organic pollutants in the north and tropical Atlantic Ocean. *Environmental Science & Technology*, 50(12), pp.6172-6179.
- Suydam, R., George, J.C. 2021. Current indigenous whaling. In *The Bowhead Whale* (pp. 519-535). Academic Press.
- Suydam, R., George, J.C., Rosa, C., Person, B., Hanns, C., Sheffield, G., Bacon, J., 2006. Subsistence harvest of bowhead whales (*Balaena mysticetus*) by Alaskan Eskimos during 2006. *Unpublished report submitted to the International Whaling Commission*.
- Suydam, R., George, J. C., Person, B. T., Stimmelmayr, R., Sformo, T. L., Pierce, L., vonDuyke, A., de Sousa, L., Acker, R., Sheffield, G., and Baird, A. 2019. Subsistence harvest of bowhead whales (*Balaena mysticetus*) by Alaskan Natives during 2018. SC/68a/AWS, pp. 1-9.
- Takeshita, R., Sullivan, L., Smith, C., Collier, T., Hall, A., Brosnan, T., Rowles, T. and Schwacke, L., 2017. The Deepwater Horizon oil spill marine mammal injury assessment. *Endangered Species Research*, 33, pp.95-106.
- Taylor, B.L., Chivers, S.J., Larese, J. and Perrin, W.F. 2007. Generation length and percent mature estimates for IUCN assessments of cetaceans. NOAA, NMFS, Southwest Fisheries Science Center Administrative Report LJ-07-01, 21.

-
- TC [Transport Canada]. 2019. Ship-Source Oil Spill Response and Preparedness Regime Report to Parliament, 2011-2016 – TP 15418E. Available at: <https://tc.canada.ca/en/marine-transportation/marine-pollution-environmental-response/ship-source-oil-spill-response-preparedness-regime-report-parliament-2011-2016-tp-15418e-2019>
- TC [Transport Canada]. 2022. *Government of Canada* [online]. Available from: [Whales Initiative: Protecting the Southern Resident Killer Whale](#) [accessed 5 November 2024].
- Tennessen, J.B. and Parks, S.E., 2016. Acoustic propagation modeling indicates vocal compensation in noise improves communication range for North Atlantic right whales. *Endangered Species Research*, 30, pp.225-237.
- Thompson, P.M., Graham, I.M., Cheney, B., Barton, T.R., Farcas, A. and Merchant, N.D., 2020. Balancing risks of injury and disturbance to marine mammals when pile driving at offshore windfarms. *Ecological Solutions and Evidence*, 1(2), p.e12034.
- Thomsen, F., Lüdemann, K., Kafemann, R. and Piper, W., 2006. Effects of offshore wind farm noise on marine mammals and fish. Biola, Hamburg, Germany on behalf of COWRIE Ltd, 62, pp.1-62.
- Thorne, L.H. and Wiley, D.N., 2024. Evaluating drivers of recent large whale strandings on the East Coast of the United States. *Conservation Biology*, p.e14302.
- Tilbury, K.L., Stein, J.E., Krone, C.A., Brownell Jr, R.L. and Blokhin, S.A., 2002. Chemical contaminants in juvenile gray whales (Chemical contaminants in juvenile gray whales (*Eschrichtius robustus*) from a subsistence harvest in Arctic feeding grounds) from a subsistence harvest in Arctic feeding grounds. *Chemosphere*, 47(6), pp. 555-564.
- Townsend, D.W., Pettigrew, N.R., Thomas, M.A. and Moore, S., 2023. Warming waters of the Gulf of Maine: the role of shelf, slope and Gulf Stream Water masses. *Progress in Oceanography*, 215, p.103030.
- Torres, L.G., Niekirk, S.L., Lemos, L. and Chandler, T.E., 2018. Drone up! Quantifying whale behavior from a new perspective improves observational capacity. *Frontiers in Marine Science*, 5, p.319.
- Torres, P., Miglioranza, K.S.B., Uhart, M.M., Gonzalez, M. and Commendatore, M. 2015. Organochlorine pesticides and PCBs in southern right whales (*Eubalaena australis*) breeding at Península Valdés, Argentina. *Science of the Total Environment*, 518, pp.605-615.
- Triezenberg, P. J., Hart, P. E., and Childs, J. R. 2016. National Archive of Marine Seismic Surveys (NAMSS): A USGS data website of marine seismic reflection data within the U.S. Exclusive Economic Zone (EEZ). U.S. Geological Survey Data Release, doi: [10.5066/F7930R7P](https://doi.org/10.5066/F7930R7P).
- Triezenberg, P.J., Hart, P.E. and Childs, J.R., 2016. National Archive of Marine Seismic Surveys (NAMSS): A USGS data website of marine seismic reflection data within the US Exclusive Economic Zone (EEZ). US Geological Survey data release, 10, p.F7930R7P.
- Trumble, S.J., Norman, S.A., Crain, D.D., Mansouri, F., Winfield, Z.C., Sabin, R., Potter, C.W., Gabriele, C.M. and Usenko, S., 2018. Baleen whale cortisol levels reveal a physiological response to 20th century whaling. *Nature communications*, 9(1), p.4587.
- Tulloch, V.J., Plagányi, É.E., Brown, C., Richardson, A.J. and Matear, R. 2019. Future recovery of baleen whales is imperiled by climate change. *Global Change Biology*, 25(4), pp.1263-1281.
- Tyack, P.L., Thomas, L., Costa, D.P., Hall, A.J., Harris, C.M., Harwood, J., Kraus, S.D., Miller, P.J., Moore, M., Photopoulou, T. and Pirotta, E., 2022. Managing the effects of multiple stressors on wildlife populations in their ecosystems: developing a cumulative risk approach. *Proceedings of the Royal Society B*, 289(1987), p.20222058.
- UNCTAD [United Nations Conference on Trade and Development]. 2023. UNCTADstat. Available at <https://unctadstat.unctad.org>
- van der Hoop, J., Barco, S.G., Costidis, A.M., Gulland, F.M., Jepson, P.D., Moore, K.T., Raverty, S. and McLellan, W.A., 2013. Criteria and case definitions for serious injury and death of pinnipeds and cetaceans caused by anthropogenic trauma. *Diseases of Aquatic Organisms*, 103(3), pp.229-264.
- van der Hoop, J., Corkeron, P. and Moore, M., 2017a. Entanglement is a costly life-history stage in large whales. *Ecology and Evolution*, 7(1), pp.92-106.
- van der Hoop, J.M., Corkeron, P., Henry, A.G., Knowlton, A.R. and Moore, M.J. 2017b. Predicting lethal entanglements as a consequence of drag from fishing gear. *Marine Pollution Bulletin*, 115(1-2), pp.91-104.

-
- van der Hoop, J.M., Corkeron, P., Kenney, J., Landry, S., Morin, D., Smith, J. and Moore, M.J., 2016. Drag from fishing gear entangling North Atlantic right whales. *Marine Mammal Science*, 32(2), pp.619-642.
- van der Molen, J., Smith, H.C., Lepper, P., Limpenny, S. and Rees, J., 2014. Predicting the large-scale consequences of offshore wind turbine array development on a North Sea ecosystem. *Continental shelf research*, 85, pp.60-72.
- Van Parijs, S.M., Baker, K., Carduner, J., Daly, J., Davis, G.E., Esch, C., Guan, S., Scholik-Schlomer, A., Sisson, N.B. and Staaterman, E., 2021. NOAA and BOEM minimum recommendations for use of passive acoustic listening systems in offshore wind energy development monitoring and mitigation programs. *Frontiers in Marine Science*, 8, p.760840.
- van Weelden, C., Towers, J.R. and Bosker, T., 2021. Impacts of climate change on cetacean distribution, habitat and migration. *Climate Change Ecology*, 1, p.100009.
- Vanderlaan, A.S.M., Labbé, A.C. et Moors-Murphy, H.B. 2025.   valuation du potentiel de rétablissement de la baleine noire de l'Atlantique Nord (*Eubalaena glacialis*). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2025/078. iv + 71 p.
- Vanderlaan, A.S.M. and Taggart, C.T., 2007. Vessel collisions with whales: the probability of lethal injury based on vessel speed. *Marine Mammal Science*, 23(1), pp.144-156.
- Vanderlaan, A.S.M. and Taggart, C.T., 2009. Efficacy of a voluntary area to be avoided to reduce risk of lethal vessel strikes to endangered whales. *Conservation Biology*, 23(6), pp.1467-1474.
- Vanderlaan, A.S.M., Corbett, J.J., Green, S.L., Callahan, J.A., Wang, C., Kenney, R.D., Taggart, C.T. and Firestone, J., 2009. Probability and mitigation of vessel encounters with North Atlantic right whales. *Endangered Species Research*, 6(3), pp.273-285.
- Veinot, T., Nicoll, A., Rozalska, K. and Coffen-Smout, S. 2023. Vessel Density Mapping of 2019 Automatic Identification System (AIS) Data in the Northwest Atlantic. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3520: vi + 29 p.
- Vighi, M., Borrell, A., Jackson, J.A., Carroll, E.L., Pennino, M.G. and Aguilar, A., 2021. The missing whales: relevance of "struck and lost" rates for the impact assessment of historical whaling in the southwestern Atlantic Ocean. *ICES Journal of Marine Science*, 78(1), pp.14-24.
- Vineyard Wind. 2024. Vineyard Wind 1: Nation's first commercial-scale offshore wind project. Vineyard Wind. [online] Available at: <https://www.vineyardwind.com/vineyardwind-1>.
- Wade, P.R., 1998. Calculating limits to the allowable human-caused mortality of cetaceans and pinnipeds. *Marine Mammal Science*, 14(1), pp.1-37.
- Wagner, K. 2023. *National Oceanic and Atmospheric Administration* [online]. Available from: [Biden-Harris Administration announces historic \\$82 million for endangered North Atlantic right whales as part of Investing in America agenda | National Oceanic and Atmospheric Administration](https://www.noaa.gov/biden-harris-administration-announces-historic-82-million-endangered-north-atlantic-right-whales-part-investing-america-agenda) [accessed 5 November 2024].
- Waldick, R.C., Kraus, S., Brown, M. and White, B.N. 2002. Evaluating the effects of historic bottleneck events: an assessment of microsatellite variability in the endangered, North Atlantic right whale, *Molecular Ecology*, 11(11), pp. 2241-2249. doi: <https://doi.org/10.1046/j.1365-294X.2002.01605.x>.
- Wania, F., Axelman, J. and Broman, D., 1998. A review of processes involved in the exchange of persistent organic pollutants across the air-sea interface. *Environmental Pollution*, 102(1), pp.3-23.
- Waring, G.T., Josephson, E., Fairfield, C.P., Maze-Foley, K., Editors. Belden, D., Cole, T.V.N., Garrison, L.P., Mullin, K., Orphanides, C., Pace III, R.M., Palka, D.L., Rossman, M.C., Wenzel, F.W., Contributors (listed alphabetically). 2007a. US Atlantic and Gulf of Mexico marine mammal stock assessments—2006. NOAA technical memorandum NMFS-NE. 201.
- Waring, G.T., Josephson, E., Fairfield, C.P., Maze-Foley, L., Editors. Cole, T.V.N., Garrison, L.P., Mullin, K., Orphanides, C., Pace, R.M., Palka, D.L., Rossman, M.C., Wenzel, F.W., Contributors (listed alphabetically). 2009a. US Atlantic and Gulf of Mexico marine mammal stock assessments 2008. NOAA technical memorandum NMFS-NE. 210.
- Waring, G.T., Josephson, E., Fairfield-Walsh, C.P., Maze-Foley, K., Editors. Belden, D., Cole, T.V.N., Garrison, L.P., Mullin, K., Orphanides, C., Pace, R.M., Palka, D.L., Rossman, M.C., Wenzel, F.W., Contributors (listed alphabetically). 2007b. US Atlantic and Gulf of Mexico marine mammal stock assessments—2007. NOAA technical memorandum NMFS-NE. 205.

-
- Waring, G.T., Josephson, E., Maze-Foley, K., Rosel, P.E., Editors. Barry, K., Byrd, B., Cole, T.V.N., Dias, C., Engleby, L., Fairfield, C., Garrison, L.P., Glass, A., Hansen, L., Litz, J., Orphanides, C., Pace, R.M., Palka, D.L., Rivera, M., Rossman, M.C., Sinclair, C., Valade, J., Wenzel, F.W., Contributors (listed alphabetically). 2009b. US Atlantic and Gulf of Mexico marine mammal stock assessments 2009. NOAA technical memorandum NMFS-NE. 213.
- Waring, G.T., Josephson, E., Maze-Foley, K., Rosel, P.E., Editors. Barry, K., Byrd, B., Cole, T.V.N., Engleby, L., Fairfield, C., Garrison, L.P., Henry, A., Hansen, L., Litz, J., Orphanides, C., Pace, R.M., Palka, D.L., Rossman, M.C., Sinclair, C., Wenzel, F.W., Contributors (listed alphabetically). 2013. US Atlantic and Gulf of Mexico marine mammal stock assessments – 2012. NOAA technical memorandum NMFS-NE. 223.
- Waring, G.T., Josephson, E., Maze-Foley, K., Rosel, P.E., Editors. Cole, T.V.N., Engleby, L., Garrison, L.P., Henry, A., Mullin, K.D., Orphanides, C., Pace, R.M., Palka, D.L., Lyssikatos, M., Wenzel, F.W., Contributors (listed alphabetically). 2014. US Atlantic and Gulf of Mexico marine mammal stock assessments – 2013. NOAA technical memorandum NMFS-NE. 228. DOI : <http://doi.org/10.7289/V51G0J70>
- Waring, G.T., Josephson, E., Maze-Foley, K., Rosel, P.E., Editors. Byrd, B., Cole, T.V.N., Engleby, L., Garrison, L.P., Hatch, J., Henry, A., Horstman, S.C., Litz, J., Mullin, K.D., Orphanides, C., Pace, R.M., Palka, D.L., Lyssikatos, M.C., Wenzel, F.W., Contributors (listed alphabetically). 2015. US Atlantic and Gulf of Mexico marine mammal stock assessments – 2014. NOAA technical memorandum NMFS-NE. 231. doi : <http://doi.org/10.7289/V5TQ5ZH0>
- Waring, G.T., Josephson, E., Maze-Foley, K., Rosel, P.E., Editors. Byrd, B., Cole, T.V.N., Engleby, L., Garrison, L.P., Hatch, J., Henry, A., Hostman, S.C., Litz, J., Lyssikatos, M.C., Mullin, K.D., Orphanides, C., Pace, R.M., Palka, D.L., Soldevilla, M., Wenzel, F.W., Contributors (listed alphabetically). 2016. US Atlantic and Gulf of Mexico marine mammal stock assessments – 2015. NOAA technical memorandum NMFS-NE. 238. DOI : <http://doi.org/10.7289/V57S7KTN>
- Waring, G.T., Josephson, K., Maze-Foley, K., Rosel, P.E., Editors. Barry, K., Byrd, B., Cole, T.V.N., Engleby, L., Fairfield, C., Garrison, L.P., Glass, A., Hansen, L., Litz, J., Orphanides, C., Pace, R.M., Palka, D.L., Rossman, M.C., Sinclair, C., Wenzel, F.W., Contributors (listed alphabetically). 2010. US Atlantic and Gulf of Mexico marine mammal stock assessments – 2010. NOAA technical memorandum NMFS-NE. 219.
- Waring, G.T., Josephson, K., Maze-Foley, K., Rosel, P.E., Editors. Barry, K., Byrd, B., Cole, T.V.N., Engleby, L., Fairfield, C., Garrison, L.P., Henry, A., Hansen, L., Litz, J., Orphanides, C., Pace, R.M., Palka, D.L., Rossman, M.C., Sinclair, C., Wenzel, F.W., Contributors (listed alphabetically). 2012. US Atlantic and Gulf of Mexico marine mammal stock assessments – 2011. NOAA technical memorandum NMFS-NE. 221.
- Waring, G.T., Pace, R.M., Quintal, J.M., Fairfield, C.P., Maze-Foley, K., Editors. Cabana, N., Clapham, P.J., Cole, T.V.N., Fulling, G.L., Garrison, L.P., Hohn, A.A., Maise, B.G., McFee, W.E., Mullin, K.D., Palka, D.L., Rosel, P.E., Rossman, M.C., Wenzel, F.W., Whitingham, A.L., Contributors (listed alphabetically). 2004. US Atlantic and Gulf of Mexico marine mammal stock assessments—2003. NOAA technical memorandum NMFS-NE. 182.
- Waring, G.T., Palka, D.L. and Evans, P.G. 2009c. 'North Atlantic Marine Mammals' in Perrin, W.F., Würsig, B., and Thewissen, J. G. M. (eds.) *Encyclopedia of Marine Mammals* (Second Edition). Academic Press, pp. 773-781.
- Waring, G.T., Palka, D.L., Clapham, P.J., Swartz, S., Rossman, C.M., Cole, T.V.N., Bisack, K.D., Hansen, L.J. 1999a. US Atlantic marine mammal stock assessments, 1998. NOAA technical memorandum NMFS-NE . 116.
- Waring, G.T., Palka, D.L., Clapham, P.J., Swartz, S., Rossman, M.C., Cole, T.V.N., Hansen, L.J., Bisack, K.D., Mullin, K.D., Wells, R.S., Odell, D.K., Barros, N.B. 1999b. US Atlantic and Gulf of Mexico marine mammal stock assessments—1999. NOAA technical memorandum NMFS-NE. 153.
- Waring, G.T., Palka, D.L., Mullin, K.D., Hain, J.H., Hansen L.J., Bisack., K.D. 1997. US Atlantic and Gulf of Mexico marine mammal stock assessments, 1996. NOAA technical memorandum NMFS-NE. 114.
- Waring, G.T., Quintal, J.M., Fairfield, C.P., Editors. Clapham, P.J., Cole, T.V.N., Garrison, L.P., Georgia Department of Natural Resources, Hohn, A.A., Maise, B.G., McFee, W.E., Palka D.L., Rosel, P.E., Rossman, M.C., U.S Fish & Wildlife Service, Yeung, C., Contributors (listed alphabetically). 2002. US Atlantic and Gulf of Mexico marine mammal stock assessments—2002. NOAA technical memorandum NMFS-NE. 169.

-
- Waring, G.T., Quintal, J.M., Swartz, S.L., Editors. Barros, N.B., Clapham, P.J., Cole, T.V.N., Fairfield, C.P., Hansen, L.J., Mullin, K.D., Odell, D.K., Palka, D.L., Rossman, M.C., U.S. Fish & Wildlife Service, Wells, R.S., Yeung, C., Contributors (listed alphabetically). 2000. US Atlantic and Gulf of Mexico marine mammal stock assessments—2000. NOAA technical memorandum NMFS-NE. 162.
- Waring, G.T., Quintal, J.M., Swartz, S.L., Editors. Clapham, P.J., Cole, T.V.N., Fairfield, C.P., Hohn, A., Palka, D.L., Rossman, M.C., U.S. Fish & Wildlife Service, Yeung, C., Contributors (listed alphabetically). 2001. US Atlantic and Gulf of Mexico marine mammal stock assessments—2001. NOAA technical memorandum NMFS-NE. 168.
- Waring, GT., Josephson, E., Fairfield, C.P., Maze-Foley, K. Editors. Belden, D., Cole, T.V.N., Garrison, L.P., Mullin, K.D., Orphanides, C., Pace, R.M., Palka, D.L., Rossman, M.C., Wenzel, F.W., Contributors (listed alphabetically). 2006. US Atlantic and Gulf of Mexico marine mammal stock assessments—2005. NOAA technical memorandum NMFS-NE. 194.
- Watkins, W.A. and Schevill, W.E., 1976. Right whale feeding and baleen rattle. *Journal of Mammalogy*, 57(1), pp.58-66.
- Weinrich, M.T., Kenney, R.D. and Hamilton, P.K., 2000. Right whales (*Eubalaena glacialis*) on Jeffreys Ledge: A habitat of unrecognized importance? *Marine Mammal Science*, 16(2), pp.326-337.
- Weisbrod, A.V., Shea, D., Moore, M.J. and Stegeman, J.J., 2000. Organochlorine exposure and bioaccumulation in the endangered Northwest Atlantic right whale (*Eubalaena glacialis*) population. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 19(3), pp.654-666.
- Werth, A.J., Kahane-Rapport, S.R., Potvin, J., Goldbogen, J.A. and Savoca, M.S., 2024, February. Baleen–plastic interactions reveal high risk to all filter-feeding whales from clogging, ingestion, and entanglement. In *Oceans* (Vol. 5, No. 1, pp. 48-70). MDPI.
- Wiley, D.N., Mayo, C.A., Maloney, E.M. and Moore, M.J., 2016. Vessel strike mitigation lessons from direct observations involving two collisions between noncommercial vessels and North Atlantic right whales (*Eubalaena glacialis*). *Marine Mammal Science*, 32(4).
- Wiley, D.N., Zadra, C.J., Friedlaender, A.S., Parks, S.E., Pensarosa, A., Rogan, A., Alex Shorter, K., Urbán, J. and Kerr, I., 2023. Deployment of biologging tags on free swimming large whales using uncrewed aerial systems. *Royal Society Open Science*, 10(4), p.221376.
- Winther, J.G., Dai, M., Rist, T., Hoel, A.H., Li, Y., Trice, A., Morrissey, K., Juinio-Meñez, M.A., Fernandes, L., Unger, S. and Scarano, F.R., 2020. Integrated ocean management for a sustainable ocean economy. *Nature Ecology & Evolution*, 4(11), pp.1451-1458.
- Wise Jr, J.P., Wise, J.T., Wise, C.F., Wise, S.S., Zhu, C., Browning, C.L., Zheng, T., Perkins, C., Gianios Jr, C., Xie, H. and Wise Sr, J.P., 2019. Metal levels in whales from the Gulf of Maine: A one environmental health approach. *Chemosphere*, 216, pp.653-660.
- Wise, J. P., Wise, S. S., Kraus, S., Shaffiey, F., Grau, M., Chen, T. L., Perkins, C., Thompson, W. D., Zheng, T., Zhang, Y., Romano, T., & OHara, T. 2008. Hexavalent chromium exhibits cytotoxic and genotoxic effects on the lung and testes fibroblasts of the North Atlantic right whale (*Eubalaena glacialis*). *Mutation Research*, 650(1), 30-38. doi: 10.1016/j.mrgentox.2007.09.007.
- Wishner, K., Durbin, E., Durbin, A., Macaulay, M., Winn, H. and Kenney, R., 1988. Copepod patches and right whales in the Great South Channel off New England. *Bulletin of Marine Science*, 43(3), pp.825-844.
- Wishner, K.F., Schoenherr, J.R., Beardsley, R. and Chen, C., 1995. Abundance, distribution and population structure of the copepod *Calanus finmarchicus* in a springtime right whale feeding area in the southwestern Gulf of Maine. *Continental Shelf Research*, 15(4-5), pp.475-507.
- Woodley, T.H., Brown, M.W., Kraus, S.D. and Gaskin, D.E., 1991. Organochlorine levels in North Atlantic right whale (*Eubalaena glacialis*) blubber. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 21, pp.141-145.
- Wright, A.J., Gabaldon, J., Zhang, D. and Hamilton, P., 2024. Bimodal vertical distribution of right whales *Eubalaena glacialis* in the Gulf of St. Lawrence. *Endangered Species Research*, 54, pp.155-166.
- Yu, Q., Liu, K., Teixeira, A.P. and Soares, C.G., 2020. Assessment of the influence of offshore wind farms on ship traffic flow based on AIS data. *The Journal of Navigation*, 73(1), pp.131-148.

Zhang, B., Matchinski, E.J., Chen, B., Ye, X., Jing, L. and Lee, K., 2019. Marine oil spills—Oil pollution, sources and effects. In *World seas: an environmental evaluation* (pp. 391-406). Academic Press.