



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 2024/054

Région des Maritimes

# Évaluation des menaces pour la baleine à bec commune (*Hyperoodon ampullatus*) au large de l'est du Canada, en particulier pour la population du plateau néo-écossais

Hilary B. Moors-Murphy<sup>1</sup>, Joy E. Stanistreet<sup>1</sup>, Laura J. Feyrer<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup> Institut océanographique de Bedford  
Pêches et Océans Canada  
1, promenade Challenger, C.P. 1006  
Dartmouth (Nouvelle-Écosse) B2Y 4A2

<sup>2</sup> Département de biologie  
Université Dalhousie  
1335, rue Oxford, C.P. 15000  
Halifax (Nouvelle-Écosse) B3H 4R2

---

## 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/  
csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca](http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca)



© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du  
ministère des Pêches et des Océans, 2024

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-72390-7 N° cat. Fs70-5/2024-054F-PDF

### La présente publication doit être citée comme suit :

Moors-Murphy, H., Stanistreet, J.E., et Feyrer, L.J. 2024. Évaluation des menaces pour la baleine à bec commune (*Hyperoodon ampullatus*) au large de l'est du Canada, en particulier pour la population du plateau néo-écossais. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2024/054. v + 71 p.

### **Also available in English:**

*Moors-Murphy, H., Stanistreet, J.E., and 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.*

---

---

## TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	v
INTRODUCTION .....	1
RENSEIGNEMENTS À JOUR SUR LES MENACES .....	3
MENACE 1 : CHANGEMENTS CLIMATIQUES .....	4
MENACE 2 : CHASSE À LA BALEINE PRATIQUÉE AUTREFOIS.....	5
MENACE 3 : PERTURBATIONS ACOUSTIQUES .....	6
Menace 3a : Sonars militaires.....	6
Menace 3b : Bruit des navires.....	7
Menace 3c : Levés réalisés au moyen de canons à air sismiques .....	8
Menace 3d : Opérations de forage.....	9
Menace 3e : Échosondeurs .....	10
Menace 3f : Exposition chronique au bruit.....	10
MENACE 4 : INTERACTIONS AVEC LES PÊCHES.....	11
Menace 4a : Empêchement.....	12
Menace 4b : Risques de déprédation .....	13
MENACE 5 : COLLISIONS AVEC DES NAVIRES .....	14
MENACE 6 : POLLUTION ET CONTAMINANTS CHIMIQUES.....	15
Menace 6a : Polluants organiques persistants .....	16
Menace 6b : Métaux toxiques .....	17
Menace 6c : Matières plastiques.....	18
Menace 6d : Déversements d'hydrocarbures .....	19
AUTRES MENACES POTENTIELLES .....	20
EFFETS CUMULATIFS .....	20
ÉVALUATION DE LA MENACE POUR LES BALEINES À BEC COMMUNES.....	20
MÉTHODES.....	21
Approche générale.....	21
Probabilité de réalisation.....	22
Niveau d'impact individuel.....	23
Niveau d'impact sur la population .....	24
Risque de la menace .....	26
Moment de la réalisation .....	27
Fréquence de la menace .....	27
Étendue géographique de la menace .....	27
TABLEAU D'ÉVALUATION DES MENACES POUR LA BALEINE À BEC COMMUNE.....	29
JUSTIFICATION DE LA CARACTÉRISATION DE LA MENACE .....	32
Menace 1 : Changements climatiques .....	32
Menace 2 : Chasse à la baleine pratiquée autrefois .....	33
Menace 3 : Perturbations acoustiques.....	35

---

Menace 4 : Interactions avec les pêches .....	41
Menace 5 : Collisions avec des navires .....	44
Menace 6 : Pollution et contaminants chimiques .....	46
DISCUSSION.....	49
PROCESSUS D'ÉVALUATION DES MENACES .....	49
RÉSULTATS DE L'ÉVALUATION DES MENACES .....	51
TRAVAUX FUTURS ET RECHERCHES NÉCESSAIRES .....	53
REMERCIEMENTS .....	54
RÉFÉRENCES CITÉES .....	55
ANNEXE .....	71

---

## RÉSUMÉ

Le présent document fournit une description à jour des menaces potentielles et connues pesant sur la baleine à bec commune (*Hyperoodon ampullatus*) au large de l'est du Canada. Deux populations de baleines à bec communes sont reconnues au Canada et gérées séparément : la population du plateau néo-écossais (PN), qui est inscrite comme espèce en voie de disparition en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP), et la population du détroit de Davis, de la baie de Baffin et de la mer du Labrador (DDBBML), qui n'a pas été inscrite en vertu de la LEP. L'évaluation des menaces a pris en compte 15 catégories de menaces pour la baleine à bec commune et le risque a été évalué à deux échelles géographiques imbriquées : 1) pour la population du plateau néo-écossais (UDPN), en voie de disparition, et 2) pour les deux populations (UDPN et DDBBML) dans l'Atlantique Nord-Ouest (ANO). Les répercussions des menaces à l'échelle des individus et à l'échelle de la population ont été évaluées à l'aide des meilleurs renseignements disponibles sur les répercussions sur la baleine à bec commune, les espèces de baleines à bec et les cétacés, en déterminant les niveaux d'incertitude compte tenu des sources, qui vont de la documentation publiée à l'examen par des experts. Le niveau d'impact individuel pour l'UDPN et l'ANO a été évalué comme étant élevé ou extrême pour la chasse à la baleine pratiquée autrefois, les sonars militaires, l'empêchement, les risques de déprédation, les collisions avec des navires et les déversements d'hydrocarbures. Pour l'UDPN, le niveau d'impact à l'échelle de la population a été évalué comme étant élevé ou extrême pour les changements climatiques, la chasse à la baleine pratiquée autrefois, les sonars militaires, l'empêchement, les collisions avec des navires et les déversements d'hydrocarbures. Pour l'ANO, le niveau d'impact à l'échelle de la population a été évalué comme étant élevé pour la chasse à la baleine pratiquée autrefois, moyen pour les changements climatiques et faible pour le bruit des navires; il a été jugé inconnu pour les 12 autres menaces, principalement parce qu'il n'existe pas d'information sur l'effectif de la population du DDBBML. La catégorisation d'une menace particulière comme ayant un niveau d'impact inconnu à l'échelle de l'individu ou de la population n'indique pas une absence de répercussion ni que la menace n'est pas importante. Dans de nombreux cas, on sait que des répercussions touchent les individus même si elles n'ont pas été ou ne peuvent pas être mesurées facilement à l'échelle de la population. Les mortalités, les blessures et les autres répercussions sont probablement sous-déclarées en raison de l'habitat hauturier de la baleine à bec commune. Cette évaluation des menaces ne tient pas compte des répercussions directes sur l'habitat de la baleine à bec commune, des effets indirects ou des facteurs limitatifs (p. ex. petite taille de la population, faible diversité génétique), des interactions entre plusieurs menaces ou des effets cumulatifs. Les effets cumulatifs peuvent modifier le niveau de risque représenté par les différentes menaces séparément. Les effets prévus des changements climatiques sont particulièrement préoccupants, car ils interagissent probablement avec d'autres menaces et, malgré les incertitudes, peuvent avoir un niveau élevé d'impact sur la baleine à bec commune.

---

## INTRODUCTION

Les baleines à bec communes (*Hyperoodon ampullatus*) sont des baleines de la famille des Ziphiidae, que l'on trouve uniquement dans l'océan Atlantique Nord et qui vivent principalement au large des côtes dans des eaux de plus de 500 m de profondeur. Il existe deux populations ou unités désignables de baleines à bec communes reconnues au Canada, qui sont gérées séparément : la population du plateau néo-écossais, inscrite comme espèce en voie de disparition en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* du Canada (LEP; MPO 2016a), et la population du détroit de Davis, de la baie de Baffin et de la mer du Labrador (DDBBML), évaluée comme préoccupante par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC; COSEPAC 2011), mais qui ne figure pas actuellement sur la liste de la LEP. L'UD du plateau néo-écossais (UDPN) est estimée à environ 175 individus présents à la bordure du plateau néo-écossais, au large de la Nouvelle-Écosse, et au large des Grands Bancs, dans le sud de Terre-Neuve (figure 1; Feyrer 2021). L'habitat essentiel de cette population a été désigné dans un programme de rétablissement (MPO 2016a) comme étant composé de zones situées dans les canyons du Gully, Shortland et Haldimand de l'est du talus néo-écossais, et il est protégé en vertu de la LEP. On a déterminé que les zones entre les canyons sont un important habitat de quête de nourriture et des corridors de déplacement (MPO 2020a). Il n'existe pas d'estimation de l'abondance pour l'UD du DDBBML, dont l'aire de répartition s'étend vers le sud depuis la baie de Baffin jusqu'au Labrador et à Terre-Neuve, avec une concentration d'observations dans le détroit de Davis (COSEPAC 2011). Cependant, la limite entre les deux UD utilisées par le COSEPAC (2011) a été choisie pour des raisons de commodité administrative et n'est pas fondée sur des données génétiques ou d'autres données sur la structure des populations.

Le programme de rétablissement de la baleine à bec commune du plateau néo-écossais définit comme des menaces potentielles pour le rétablissement de l'espèce : les effets de la chasse à la baleine pratiquée autrefois, l'empêchement dans les engins de pêche, les activités pétrolières et gazières, les perturbations acoustiques (provenant de diverses sources de bruit anthropique), les contaminants, les modifications des sources de nourriture et les collisions avec des navires (MPO 2016a). La description de ces menaces n'a pas été mise à jour depuis la publication initiale du programme de rétablissement en 2010. L'évaluation la plus récente du COSEPAC pour la baleine à bec commune dans les eaux canadiennes définit l'empêchement dans les engins de pêche et le bruit océanique (c.-à-d. le bruit anthropique) comme étant les deux principales menaces pour cette espèce dans les eaux canadiennes, et précise que, même si l'on sait que ces menaces se concrétisent, l'étendue des dommages qui en découlent est incertaine (COSEPAC 2011). Le COSEPAC (2011) détermine également les concentrations de contaminants dans les tissus, possiblement liées aux activités pétrolières et gazières, et pense qu'il s'agit d'une autre menace pour la baleine à bec commune dans nos eaux, particulièrement pour la population du plateau néo-écossais. Il est important de souligner que même si certaines menaces indirectes, comme la dépression de consanguinité, la petite taille des populations, l'isolement génétique ou toute caractéristique biologique inhérente qui peut entraîner une perte de résilience, pourraient avoir des répercussions à l'échelle de la population, de tels « facteurs limitatifs » n'ont pas été explicitement évalués ici (COSPAIC 2019).

Une évaluation du potentiel de rétablissement (EPR) effectuée pour la baleine à bec commune du plateau néo-écossais en 2011 a fourni des renseignements supplémentaires sur la plupart de ces menaces et a également indiqué que les changements climatiques constituent une menace potentielle (Harris *et al.* 2013), mais elle ne les a pas évalués dans un cadre d'évaluation des menaces, comme cela doit être fait dans les EPR plus récentes. Les lignes directrices actuelles sur les EPR décrivent une approche en deux étapes pour évaluer et

prioriser les menaces pesant sur la survie et le rétablissement des espèces sauvages inscrites, notamment l'évaluation de la probabilité de réalisation, du niveau d'impact, de la certitude causale, ainsi que du risque, de l'occurrence, de la fréquence et de l'étendue de chaque menace, à l'échelle de la population et de l'espèce (MPO 2014). La Direction des sciences de Pêches et Océans Canada (MPO) a été chargée de fournir une description à jour des menaces et d'effectuer une évaluation des menaces examinée par les pairs conformément aux exigences du MPO (2014) à deux échelles géographiques imbriquées : pour la population du plateau néo-écossais en particulier et pour la baleine à bec commune dans l'ensemble de son aire de répartition dans les eaux canadiennes. Il faut souligner que l'UDPN représente la population inscrite en vertu de la LEP; l'ANO est une unité d'évaluation qui comprend les populations de l'UDPN et du DDBBML et a été créée aux fins de la présente évaluation des menaces. L'ANO n'est pas un groupe reconnu en vertu de la LEP ou auquel la LEP s'applique. Cette information doit être intégrée à un programme de rétablissement modifié pour la baleine à bec commune du plateau néo-écossais et aidera à orienter les futures mesures de gestion et à établir l'ordre de priorité des mesures de rétablissement.

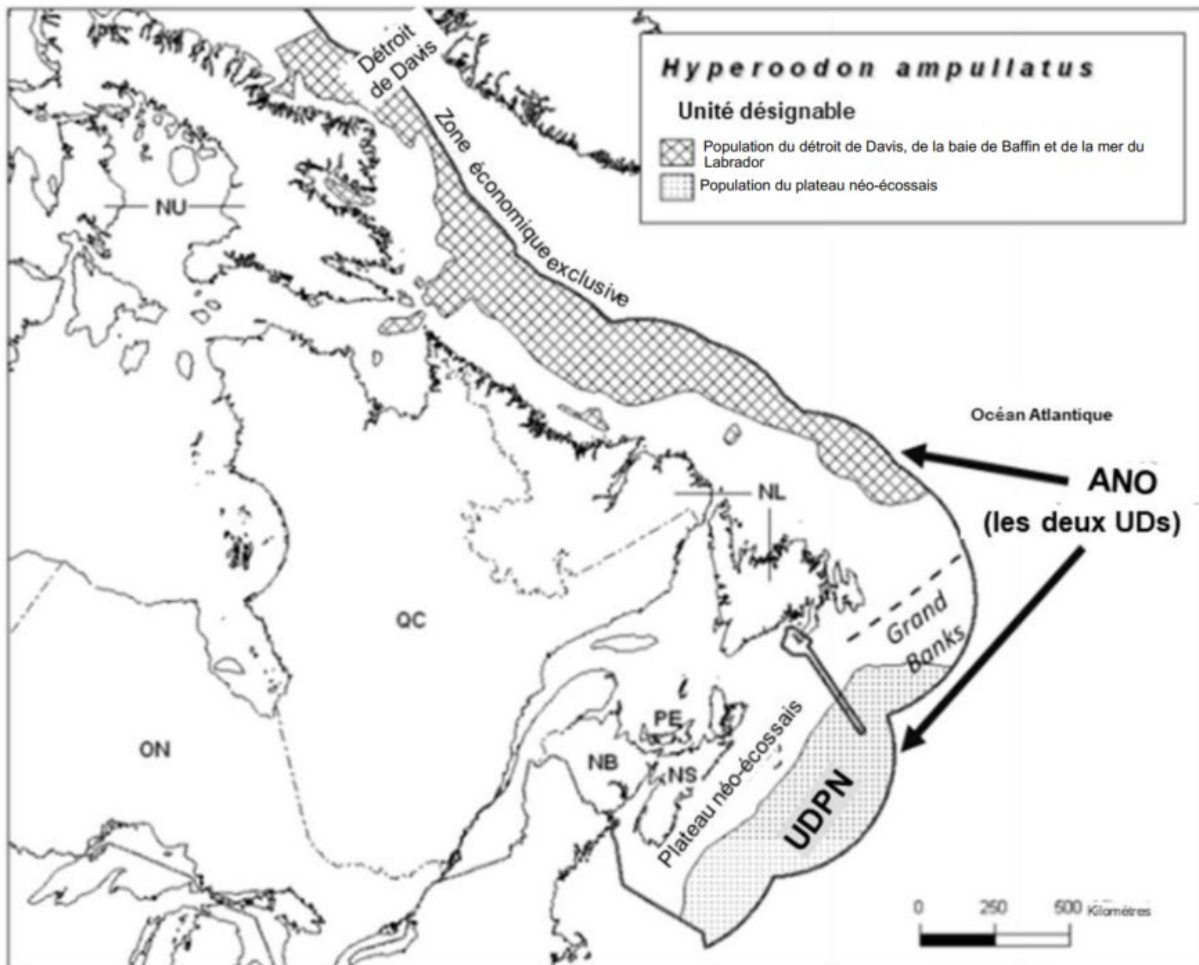


Figure 1. Limites des deux unités désignables (UD) de la baleine à bec commune dans les eaux de l'est du Canada; la ligne pointillée représente une limite arbitraire entre les UD. La présente évaluation des menaces a pris en compte deux échelles géographiques : l'UD de la population du plateau néo-écossais (UDPN) et l'aire de répartition de la baleine à bec commune dans l'ensemble de l'Atlantique Nord-Ouest (ANO), qui englobe les UD des deux populations. Modifié d'après COSEPAC (2011), avec la permission du ministère de l'Environnement.

---

La demande visant cette évaluation précisait qu'il fallait inclure les changements climatiques dans le tableau d'évaluation des menaces, contrairement aux directives précédentes (MPO 2014). Les changements climatiques sont reconnus comme une menace de plus en plus importante pour les espèces en péril au Canada, les mammifères marins étant parmi les taxons les plus touchés (Woo-Durand *et al.* 2020). Cependant, leurs répercussions sur les différentes espèces, les réseaux trophiques et les écosystèmes sont complexes et peu comprises, et sont souvent sous-représentées dans les évaluations des risques, des menaces et des effets cumulatifs sur les espèces. La durée des évaluations rétrospectives peut être insuffisante pour observer les effets actuels des changements climatiques sur les espèces de cétacés qui vivent longtemps. C'est pourquoi les changements climatiques sont fréquemment désignés comme une menace future ou prévue et sont examinés avec plus d'incertitude que d'autres menaces plus faciles à observer. Il n'existe pas de lignes directrices ou de cadre permettant de bien intégrer les nombreux effets multidimensionnels, probablement en cascade, des changements climatiques dans l'EPR d'une espèce en péril. Nous avons certes inclus les changements climatiques comme une menace distincte pour la baleine à bec commune dans le présent document, mais nous n'avons pas entièrement abordé l'échelle et l'ampleur de cet enjeu global, ni les façons dont les changements climatiques peuvent modifier d'autres menaces à l'échelle régionale ou mondiale. Il est crucial d'examiner les évaluations exhaustives des menaces, comme celle présentée dans le présent document, dans l'optique d'un environnement en évolution rapide.

Le présent document vise les objectifs suivants :

1. Fournir une description à jour des menaces cernées pour les baleines à bec au large de l'est du Canada, telles qu'elles s'appliquent à la baleine à bec commune.
2. Produire un tableau d'évaluation des menaces en suivant les directives énoncées dans MPO (2014) pour évaluer les risques associés à chacune des menaces relevées pour la baleine à bec commune du plateau néo-écossais.
3. Produire un tableau d'évaluation des menaces plus largement appliqué pour les baleines à bec communes dans toute leur aire de répartition au large de l'est du Canada, y compris dans les eaux de l'Atlantique Nord-Ouest au large de la Nouvelle-Écosse et de Terre-Neuve-et-Labrador.

## **RENSEIGNEMENTS À JOUR SUR LES MENACES**

Tel que décrit ci-dessus, plusieurs menaces ont été cernées pour la baleine à bec commune au large de l'est du Canada, et plus particulièrement pour la population en voie de disparition du plateau néo-écossais (COSEPAC 2011, Harris *et al.* 2013, MPO 2016a). Auparavant, on accordait une importance particulière aux effets du bruit et des perturbations acoustiques d'origine anthropique et à l'empêchement dans les engins de pêche. Cependant, en raison de la longue durée de génération et de la lenteur du taux de reproduction de la baleine à bec commune (Feyrer *et al.* 2020), on ne sait pas avec certitude si les populations se sont remises des répercussions démographiques des opérations intensives de chasse à la baleine du siècle dernier (COSEPAC 2011).

Les sections suivantes décrivent les renseignements disponibles sur les menaces connues et potentielles pour la baleine à bec commune à l'échelle individuelle et à l'échelle de la population dans l'est du Canada. Les menaces propres à l'habitat de la baleine à bec commune et à l'environnement ne sont pas directement prises en compte dans la présente évaluation. L'objectif de ces sections de contexte est de décrire chaque menace et chaque séquence des effets (lorsqu'elles sont connues). Des renseignements plus précis sur l'occurrence spatiale et



---

temporelle des menaces et le chevauchement possible avec les zones d'habitat ou l'habitat essentiel de la baleine à bec commune sont fournis après le tableau d'évaluation des risques, dans la section « Justification de la caractérisation des menaces ». En raison d'un manque général d'information sur les impacts à l'échelle des individus et ceux à l'échelle des populations pour la baleine à bec commune, nous reprenons également la documentation pertinente concernant les effets sur d'autres espèces de baleines à bec et de cétacés.

## **MENACE 1 : CHANGEMENTS CLIMATIQUES**

Les changements climatiques mondiaux modifient les conditions physiques et les processus océanographiques qui soutiennent les écosystèmes marins, et ces changements devraient se poursuivre à un rythme accéléré tout au long du XXI<sup>e</sup> siècle (GIEC 2019). Dans le monde entier (p. ex. Chambault *et al.* 2018, Evans et Waggitt 2020) et dans l'est du Canada (Meyer-Gutbrod *et al.* 2018, Record *et al.* 2019), on a déjà observé des décalages de l'aire de répartition et des changements de la répartition associés aux écosystèmes marins en évolution chez des espèces de cétacés. On prévoit que les changements de la répartition se poursuivront à mesure que les cétacés réagiront au déplacement des ressources en proies et à la hausse des températures océaniques (Kaschner *et al.* 2011).

Une évaluation mondiale de la vulnérabilité des mammifères marins aux changements climatiques, réalisée selon une approche fondée sur les caractéristiques, a attribué à la baleine à bec commune une note de vulnérabilité modérément élevée, dépassant la note moyenne calculée pour toutes les espèces de mammifères marins (Albouy *et al.* 2020). Les caractéristiques qui accroissent la sensibilité aux changements climatiques sont notamment la spécialisation du régime alimentaire ou de l'habitat, les aires de répartition géographiques restreintes ou fragmentées qui couvrent des gradients latitudinaux limités, les longues durées de génération, le faible taux de reproduction et la grande masse corporelle (Albouy *et al.* 2020). Les modèles d'aire de répartition des cétacés pour l'est de l'Atlantique Nord ont prédit un déplacement vers le nord de l'aire de répartition de la baleine à bec commune dans les scénarios climatiques futurs (Lambert *et al.* 2014), ce qui correspond aux prévisions mondiales de décalages des aires de répartition vers des latitudes plus élevées (Kaschner *et al.* 2011, Silber *et al.* 2017).

Les changements climatiques influencent et exacerbent probablement bon nombre des menaces décrites dans le présent document; ils facilitent également l'émergence de nouvelles menaces pour la baleine à bec commune et les autres espèces de cétacés, comme les pressions accrues de la pêche, les nouvelles routes de navigation dans l'Arctique qui modifient les profils de l'exposition au bruit anthropique et le risque de collision avec des navires, les changements dans le transport des contaminants (Macdonald *et al.* 2003) et l'incidence croissante des éclosions de maladies infectieuses (Sanderson et Alexander 2020). Les décalages des aires de répartition pourraient modifier considérablement le chevauchement spatial et temporel avec les menaces présentes au large de l'est du Canada, nuisant aux approches de gestion actuelles (p. ex. Record *et al.* 2019). Les effets négatifs des changements climatiques ont été démontrés par les multiples mortalités de baleines noires de l'Atlantique Nord (*Eubalaena glacialis*), une espèce en voie de disparition imminente, qui découlent d'un nombre accru de collisions avec des navires et d'empêtements au large de l'est du Canada en 2017 (Daoust *et al.* 2017) et en 2019 (Bourque *et al.* 2020). Le décalage de la répartition de cette espèce dans de nouvelles zones, en réaction aux variations de la disponibilité des proies causées par les changements écosystémiques rapides provoqués par le climat, a réduit l'efficacité des stratégies de conservation axées sur l'espace et fondées sur les tendances d'occurrence historiques (Meyer-Gutbrod *et al.* 2018, Record *et al.* 2019). Dans l'exemple de la baleine noire de l'Atlantique Nord, les répercussions des changements climatiques au large de

---

l'est du Canada ont déjà eu des conséquences importantes. Cela démontre qu'il est urgent et important de tenir compte des changements climatiques au moment d'élaborer des stratégies de conservation pour les espèces en péril.

## **MENACE 2 : CHASSE À LA BALEINE PRATIQUÉE AUTREFOIS**

La chasse commerciale à la baleine pratiquée aux XIX<sup>e</sup> et XX<sup>e</sup> siècles a été intensive dans l'Atlantique Nord et s'est traduite par des déclin importants des populations de toutes les espèces de grandes baleines dans la région, y compris la baleine à bec commune (Roman 2003, Baker et Clapham 2004). Du fait du glissement des références, on comprend mal les répercussions écosystémiques du prélèvement à grande échelle de la biomasse aux niveaux trophiques supérieurs résultant de la chasse à la baleine (Pauly 1995). Cependant, notre compréhension du rôle écologique des baleines (Pershing *et al.* 2010, Roman *et al.* 2014) et les études sur les prélèvements à grande échelle de prédateurs dans les écosystèmes marins (Baum et Worm 2009) donnent à penser que la pratique généralisée de la chasse à la baleine a eu des effets sur les écosystèmes et modifié le cycle du carbone et celui des éléments nutritifs dans l'Atlantique Nord (Doughty *et al.* 2016). De tels changements écosystémiques à grande échelle peuvent déclencher des changements de régime, comme des cascades trophiques (p. ex. Springer *et al.* 2003), et peuvent limiter le rétablissement de certaines espèces. Compte tenu de leur recoupement avec les menaces connues liées au climat, les conséquences écologiques de la chasse à la baleine pratiquée autrefois ont probablement réduit la résilience des espèces marines au changement et pourraient encore limiter le rétablissement de l'écosystème de l'Atlantique (Pershing et Stamieszkin 2020).

La baleine à bec commune était la seule espèce de baleine à bec dans l'Atlantique Nord ciblée par la chasse commerciale à la baleine qui, selon les estimations, a capturé plus de 65 000 individus entre 1850 et les années 1970 (Mitchell 1977, Reeves *et al.* 1993). Toutefois, ces estimations sont considérées comme prudentes en raison de la sous-déclaration, des registres incomplets et manquants de la chasse à la baleine et du nombre inconnu de baleines qui ont été abattues et perdues (Whitehead et Hooker 2012). Une chasse à petite échelle de la baleine à bec commune dans les îles Féroé a lieu depuis le XVI<sup>e</sup> siècle, mais elle ne prend plus que quelques baleines par année (Bloch *et al.* 1996). Les estimations historiques reconstituées de la taille de la population, importantes pour comprendre le rétablissement, fournissent des évaluations très variables allant de 35 000 à 110 000 baleines à bec communes dans l'ensemble de l'Atlantique Nord (NAMMCO 1995). Les modèles des tendances du rétablissement des populations dans l'aire de répartition de l'espèce présentent des niveaux d'incertitude semblables et ont estimé que la baleine à bec commune pourrait être entièrement rétablie ou encore gravement épuisée en date des années 1990 (NAMMCO 1995).

Pour comprendre le rétablissement des populations chassées autrefois, il faut des données sur les taux de reproduction, la structure des populations, la migration et les sources de mortalité non naturelle. Les modèles de rétablissement des populations disponibles n'ont pas intégré les estimations actualisées de la taille des populations pour l'Atlantique Nord (Rogan *et al.* 2017, Pike *et al.* 2019) ni une nouvelle compréhension de la biologie de l'espèce tirée d'études récentes sur la baleine à bec commune (Feyrer *et al.* 2019, 2020). Malgré l'incertitude qui entoure la structure des populations de baleines à bec communes avant la chasse, dans l'ensemble de l'aire de répartition d'une espèce, des sous-populations démographiquement fragmentées ou distinctes sur le plan de l'évolution peuvent se rétablir à des rythmes différents en raison de leur isolement géographique ou de l'information transmise culturellement sur la migration et l'habitat de quête de nourriture. La surexploitation de petites populations ou de populations périphériques, en réduisant la migration ou les déplacements individuels, peut également limiter le rétablissement de ces populations en diminuant la diversité génétique, en

---

aggravant le risque de consanguinité et d'isolement et en perturbant la connectivité limitée avec d'autres populations. Malgré la gamme d'incertitude entourant les répercussions démographiques précises pour la baleine à bec commune, il est probable que l'héritage historique de la chasse à la baleine dans l'Atlantique Nord continue d'entraver le rétablissement de l'espèce.

### **MENACE 3 : PERTURBATIONS ACOUSTIQUES**

Les baleines à bec, y compris la baleine à bec commune, utilisent le son pour trouver leurs proies, communiquer et sentir leur environnement. En raison de leur ouïe sensible et de leur dépendance au son pour de nombreuses fonctions vitales, le bruit anthropique introduit par les activités humaines représente une menace pour ces espèces (Richardson *et al.* 1995, COSEPAC 2011). Les sources de bruit anthropique dans le milieu marin sont le trafic maritime, l'exploration et l'extraction de pétrole et de gaz, la construction, les exercices militaires, y compris l'utilisation de sonars et de détonateurs sous-marins, les aéronefs à basse altitude et les technologies acoustiques actives non militaires, comme les sondeurs bathymétriques, les sonars multifaisceaux et les échosondeurs scientifiques. Les effets potentiels du bruit anthropique sur les baleines à bec et les autres cétacés peuvent être classés dans plusieurs catégories : les effets physiologiques, notamment une déficience auditive temporaire ou permanente, des niveaux élevés d'hormones de stress, des lésions des organes ou des tissus et la mortalité; les effets comportementaux, y compris la perturbation des activités normales comme la quête de nourriture, la socialisation ou le repos, le déplacement de l'habitat et l'échouement; et les effets écologiques, comme la perturbation acoustique des espèces proie et les effets du masquage auditif, qui peuvent nuire à la détection des proies, des prédateurs et des congénères et réduisent la capacité d'éviter d'autres menaces anthropiques (MPO 2015). Malgré les nombreux progrès réalisés dans la recherche sur les baleines à bec au cours des deux dernières décennies, il existe encore une incertitude importante autour de la mesure dans laquelle ces effets se produisent, des caractéristiques de la source de bruit, des niveaux d'exposition et des contextes qui les causent probablement, ainsi que des conséquences potentielles pour les populations de baleines à bec (Hooker *et al.* 2019). Nous résumons ici les renseignements disponibles sur les effets acoustiques qui sont pertinents pour la présente évaluation des menaces.

#### **Menace 3a : Sonars militaires**

La préoccupation la plus étudiée concernant les répercussions du bruit anthropique sur les baleines à bec est l'utilisation des sonars militaires, qui a été liée à des échouements massifs mortels de baleines à bec partout dans le monde (D'Amico *et al.* 2009, Simonis *et al.* 2020). Les animaux touchés par ces échouements présentaient des signes de lésions d'embolie gazeuse et d'embolies lipidiques dans les vaisseaux sanguins et les organes, semblables au mal de décompression et qui résultaient probablement de changements dans le comportement de plongée et d'une réaction physiologique de type « lutte ou fuite » (Bernaldo de Quirós *et al.* 2019). Des expériences d'exposition contrôlée ont révélé que les baleines à bec affichent généralement de forts comportements d'évitement lorsqu'elles sont exposées à des signaux de sonar simulés, y compris en cessant les activités de recherche de nourriture, en prolongeant la durée des plongées et en amorçant des mouvements dirigés, parfois rapides, pour s'éloigner de la source sonore (p. ex. Tyack *et al.* 2011, DeRuiter *et al.* 2013). Jusqu'à présent, la plupart des travaux expérimentaux ont porté sur les baleines à bec de Cuvier (*Ziphius cavirostris*) et de Blainville (*Mesoplodon densirostris*), mais on a observé des réactions semblables chez des baleines à bec de Baird (*Berardius bairdii*) (Stimpert *et al.* 2014) et plus récemment chez la baleine à bec commune (Miller *et al.* 2015, Wensveen *et al.* 2019). Dans une étude de la baleine à bec commune dans l'est de l'Atlantique Nord, Wensveen et ses collaborateurs (2019)

---

ont constaté que les baleines marquées amorçaient de fortes réactions d'évitement du sonar simulé à des niveaux de réception relativement faibles, même lorsque les sources sonores étaient situées à 28 km (la portée maximale testée). Ces résultats permettent de penser que les baleines à bec vivant dans des environnements relativement « vierges », où l'utilisation de sonars est rare, peuvent percevoir les signaux de sonars même éloignés comme une menace, et que le contexte de l'exposition est un facteur important déterminant les réactions des baleines à bec au sonar.

Une baleine à bec commune a été enregistrée dans un échouement massif de plusieurs espèces lié à des exercices militaires dans les îles Canaries en 1988 (Simmonds et Lopez-Jurado 1991). Plus récemment, un échouement massif atypique de baleines à bec communes a eu lieu en Islande pendant l'été 2018 (Grove *et al.* 2020), en conjonction avec un autre échouement massif qui s'est produit dans les îles Britanniques et a touché plusieurs espèces de baleines à bec (Brownlow *et al.* 2018). La cause de ces décès est encore sous enquête et aucun des échouements n'a été lié de façon concluante au bruit anthropique; cependant, le moment où les premiers échouements ont été signalés en Islande en 2018 a coïncidé avec un exercice d'entraînement à la guerre anti-sous-marine mené par l'Organisation du Traité de l'Atlantique Nord dans la mer de Norvège (Commandement maritime allié 2018). Il est important de souligner que les échouements mortels liés aux activités humaines sont plus susceptibles d'être documentés dans les régions où les baleines à bec occupent des zones proches des côtes peuplées. Les effets des exercices navals en haute mer sur les populations de baleines à bec sont difficiles à observer, et une mortalité cryptique est plus probable dans ces milieux (Faerber et Baird 2010). Les effets sublétaux sont également difficiles à observer et à quantifier, mais des recherches expérimentales ont démontré que l'exposition au sonar peut causer une perturbation importante des comportements normaux. Des études de la répartition et de l'activité de quête de nourriture des baleines à bec de Blainville dans un champ de tir d'entraînement de la Marine américaine à la suite d'exercices navals multi-navires ont démontré l'arrêt de l'activité de recherche de nourriture, la perturbation des cycles de plongée normaux et des déplacements sur 70 km, pouvant durer plusieurs jours (Tyack *et al.* 2011, Joyce *et al.* 2019). Miller et ses collaborateurs (2015) ont signalé qu'une baleine à bec commune exposée expérimentalement à des signaux de sonar s'est éloignée d'au moins 36 km et n'ont pas observé de retour au comportement habituel en quête de nourriture pendant la durée de l'étude (7 h après l'exposition). Une perturbation de cette ampleur entraîne probablement des coûts énergétiques et pourrait se traduire par une perte de possibilités de recherche de nourriture (Joyce *et al.* 2019, Benoit-Bird *et al.* 2020).

### **Menace 3b : Bruit des navires**

Beaucoup moins de recherches ont cherché à comprendre les répercussions du bruit anthropique autre que le sonar sur les baleines à bec. Le bruit des navires est omniprésent dans le milieu marin, et l'intensification du trafic maritime dans les dernières décennies a contribué à une augmentation mondiale du bruit océanique ambiant à basse fréquence (Erbe *et al.* 2019). Bien que les effets de masquage auditif du bruit des navires soient les plus préoccupants pour les mysticètes, qui vocalisent dans la même gamme de fréquences que l'énergie sonore maximale émise par les grands navires (de 10 Hz à 1 kHz), les navires rapides peuvent également générer une énergie sonore importante à des fréquences plus élevées (> 10 kHz) (Veirs *et al.* 2016). La baleine à bec commune émet des clics d'écholocation avec des fréquences maximales autour de 26 kHz (Clarke *et al.* 2019) et peut subir un certain degré de masquage auditif causé par les composants à haute fréquence du bruit des navires, en particulier à des distances rapprochées. On connaît peu les conséquences potentielles du masquage ou d'autres effets du bruit des navires sur la plupart des espèces de baleines à bec. Des recherches menées en Méditerranée ont suggéré que les baleines à bec de Cuvier évitent

---

les zones à forte densité de trafic maritime (Podestà *et al.* 2016). On a noté des réactions comportementales directes au bruit des navires dans une seule observation d'une baleine à bec de Cuvier (Aguilar Soto *et al.* 2006) et dans une étude élargie des baleines à bec de Blainville (Pirodda *et al.* 2012). Dans les deux cas, les animaux ont modifié leur comportement naturel de quête de nourriture et, de ce fait, ont subi une réduction à court terme de l'efficacité de la recherche de nourriture. D'après les données limitées dont nous disposons, ces réactions comportementales semblent moins aiguës que celles observées à la suite d'une exposition au sonar, mais elles pourraient constituer une préoccupation cumulative si une perturbation comportementale chronique réduit le gain d'énergie découlant de la recherche de nourriture au fil du temps (Pirodda *et al.* 2012). Contrairement à de nombreuses autres espèces de baleines à bec, la baleine à bec commune a tendance à s'approcher des navires (Gray et Flower 1882) et on ne sait pas dans quelle mesure ce comportement est déclenché par le bruit des navires.

### **Menace 3c : Levés réalisés au moyen de canons à air sismiques**

Les canons à air sismiques utilisés dans l'exploration des caractéristiques géophysiques, comme les réserves pétrolières et gazières sous le fond marin, sont l'une des principales sources de bruit anthropique dans le milieu marin, produisant des impulsions sonores intenses à des niveaux élevés pendant de longues périodes. À l'instar du bruit des navires, les effets potentiels de ce bruit à basse fréquence sur les baleines à bec et d'autres odontocètes sont peu compris. L'énergie acoustique dominante produite par les canons à air sismiques est comprise entre 10 et 120 Hz, mais l'énergie acoustique à large bande peut également être produite jusqu'à 22 kHz ou plus (Evans 1998, Gould et Fish 1998). Thériault et Moors-Murphy (2015) ont mené un examen exhaustif des effets possibles des canons à air sismiques sur les cétacés, notamment le potentiel de blessures physiologiques ou auditives, le stress chronique, les changements de comportement et les effets écologiques indirects. Peu de recherches expérimentales ont été effectuées sur la baleine à bec commune ou d'autres baleines à bec pour évaluer ces effets potentiels, et il n'existe que des données limitées dans la documentation plus générale sur les cétacés. Chez les odontocètes, on a observé des réactions comportementales à court terme aux levés réalisés au moyen de canons à air sismiques, avec différents degrés de déplacement, d'évitement ou de modification du comportement de recherche de nourriture constatés chez les marsouins communs (*Phocoena phocoena*) (Thompson *et al.* 2013), les grands cachalots (*Physeter macrocephalus*) (Miller *et al.* 2009), les globicéphales (*Globicephala macrorhynchus*) (Weir 2008b) et les dauphins tachetés (*Stenella frontalis*) (Weir 2008a). Ces réactions allaient de changements subtils des habitudes de déplacement pendant les plongées de quête de nourriture (Miller *et al.* 2009) à l'éloignement d'une zone touchée pendant moins d'une journée (Thompson *et al.* 2013), et aucun effet à long terme n'a été observé. Des études à grande échelle portant sur plusieurs espèces ont montré une diminution importante des observations d'odontocètes pendant les levés réalisés au moyen de canons à air sismiques (Stone et Tasker 2006, Kavanagh *et al.* 2019). Toute perturbation du comportement normal de plongée a probablement des conséquences énergétiques pour les espèces qui plongent en profondeur (comme les baleines à bec), en raison des contraintes énergétiques liées à ces plongées. Ces espèces peuvent également rencontrer des niveaux sonores reçus plus élevés lorsqu'elles pénètrent dans les chenaux sonores profonds où la propagation du son est accrue (Evans 1998).

Un échouement documenté de deux baleines à bec de Cuvier s'est produit au Mexique en 2002 pendant un levé mené à proximité au moyen de canons à air sismiques (Peterson 2003). Barlow et Gisiner (2006) ont par la suite noté que des échosondeurs de 3,5 kHz, similaires en fréquence aux sonars navals, avaient été utilisés en même temps que les canons à air sismiques pendant ce levé, et la cause précise de l'échouement des baleines à bec demeure inconnue. La probabilité d'observer les effets nocifs des levés réalisés au moyen de canons à

---

air sismiques, y compris la mortalité, est extrêmement faible dans les régions hauturières où ces levés chevauchent souvent l'habitat des baleines à bec.

La baleine à bec commune et les autres espèces de baleines à bec peuvent également subir des effets indirects résultant des effets des canons sismiques sur les espèces proie. La baleine à bec commune se nourrit principalement de calmar du genre *Gonatus* et peut parfois consommer diverses autres espèces de calmars et de poissons (Hooker *et al.* 2001). Les céphalopodes et de nombreuses espèces de poissons sont sensibles au mouvement des particules plutôt qu'aux ondes de pression sonore (Carroll *et al.* 2017), et l'exposition au son à basse fréquence peut endommager les systèmes sensoriels des céphalopodes (André *et al.* 2011). Des études expérimentales ont démontré une forte réaction de sursaut et des changements dans le comportement de nage chez le calmar de roche austral (*Sepioteuthis australis*) lorsqu'il est exposé à des niveaux croissants de bruit des canons à air sismiques, donnant à penser que le calmar pourrait avoir une réaction comportementale à l'utilisation de canons à air à proximité (Fewtrell et McCauley 2012). De la même façon, le calmar totam (*Doryteuthis pealeii*) exposé au bruit de battage de pieux en laboratoire a affiché des réactions d'alarme et a modifié son comportement alimentaire (Jones *et al.* 2021). Des échouements inhabituels de calmars géants (*Architeuthis* sp.) en Espagne ont coïncidé avec des levés menés à proximité au moyen de canons à air sismiques, et on a relevé des blessures internes importantes chez ces individus (Guerra *et al.* 2011). Bien qu'ils n'aient pas été liés de façon concluante à l'utilisation de canons à air sismiques, des échouements semblables de calmars géants ont été signalés de façon anecdotique à Terre-Neuve (Guerra *et al.* 2011). D'autres recherches sont nécessaires pour comprendre les effets potentiels des levés réalisés au moyen de canons à air sismiques sur les espèces proie de la baleine à bec commune et les effets qui en découlent sur la qualité de l'habitat et le succès de la quête de nourriture.

### **Menace 3d : Opérations de forage**

En plus des levés géophysiques menés au moyen de canons à air sismiques, diverses autres activités bruyantes sont associées au développement énergétique hauturier. Les activités de forage en mer effectuées à partir de plateformes fixes produisent généralement des niveaux modérés de bruit à des fréquences basses à moyennes (Blackwell *et al.* 2004, Hildebrand 2009). Le forage à partir de navires ou d'unités mobiles génère des niveaux de bruit plus élevés en raison des propulseurs de positionnement dynamique utilisés pour maintenir la position du navire tout au long de l'opération (Hildebrand 2009). Des études de caractérisation des sources sonores menées lors de deux projets de forage exploratoire différents au large du plateau néo-écossais ont révélé que les niveaux de bruit les plus élevés venaient des propulseurs de positionnement dynamique (MacDonnell 2017, Martin *et al.* 2019). Les autres sources de bruit pendant ces opérations étaient le bruit du trépan et de la tige, celui des génératrices et des autres machines à bord du navire de forage et des navires de soutien, ainsi que les impulsions à plus haute fréquence des balises de localisation (Martin *et al.* 2019). Il n'existe pas de renseignements précis sur les répercussions du bruit associé aux activités de forage sur la baleine à bec commune ou les autres cétacés, mais les effets peuvent être semblables à ceux causés par le bruit des navires et les levés réalisés au moyen de canons à air sismiques, bien que l'exposition soit généralement plus localisée pour les activités de forage, qui sont stationnaires. Dans les régions où le développement énergétique en mer est important, ces activités génèrent probablement des sources non négligeables de bruit et contribuent au bruit anthropique cumulatif présent dans les océans.

---

### **Menace 3e : Échosondeurs**

Les technologies acoustiques actives, comme les sondeurs bathymétriques, les systèmes de profilage acoustique sous-marins, les détecteurs de poisson utilisés dans les pêches commerciales et les échosondeurs scientifiques, créent des bruits supplémentaires dans le milieu marin, qui pourraient avoir des répercussions sur la baleine à bec commune et les autres espèces de baleines à bec. Les sondeurs bathymétriques et les autres échosondeurs fonctionnent généralement à des fréquences plus élevées et sondent des zones plus petites que les sonars militaires tactiques en raison de la plus grande absorption du son à ces fréquences. Les échosondeurs multifaisceaux, utilisés dans les études hydrographiques de cartographie du fond marin, sont composés de plusieurs faisceaux disposés dans un réseau en éventail conçu pour sonder un plus grand couloir du fond marin sous le navire, perpendiculairement au cap du navire. Les études de cartographie des fonds marins menées en eaux profondes peuvent nécessiter des systèmes d'échosondeurs multifaisceaux à fréquence relativement basse (p. ex. 12 kHz). On considère généralement que les échosondeurs présentent moins de risques de lésions auditives directes pour les cétacés que les sonars militaires ou les canons à air sismiques, mais on comprend encore mal les réactions comportementales (Lurton et DeRuiter 2011). Cholewiak et ses collaborateurs (2017) ont constaté que l'utilisation d'échosondeurs scientifiques à bord des navires pendant un relevé des mammifères marins dans l'ouest de l'Atlantique Nord a réduit considérablement le taux de détection des clics d'écholocation des baleines à bec sur un réseau d'hydrophones remorqué derrière le navire, par rapport aux périodes du relevé où les échosondeurs n'émettaient pas activement d'impulsions. Selon ces résultats, on peut dire que les baleines à bec ont peut-être modifié ou interrompu leur comportement de quête de nourriture ou ont activement évité le navire de relevé pendant l'utilisation des échosondeurs. À l'inverse, Kates Varghese et ses collaborateurs (2020) ont étudié le comportement de recherche de nourriture des baleines à bec de Cuvier lors d'un levé de cartographie du fond marin à l'aide d'un échosondeur multifaisceaux de 12 kHz et n'ont trouvé aucune preuve d'une réaction comportementale uniforme. Toutefois, il convient de souligner que cette étude a eu lieu dans la zone d'entraînement à la guerre anti-sous-marine du sud de la Californie, où le bruit anthropique est peut-être plus courant. Chez les odontocètes, on a observé des réactions comportementales à des échosondeurs scientifiques chez les globicéphales du Pacifique (Quick *et al.* 2017) et on a déterminé qu'une réaction comportementale à l'utilisation d'un échosondeur multifaisceaux haute puissance de 12 kHz à proximité était la cause la plus probable d'un échouement de masse inhabituel de péponocéphales à Madagascar (Southall *et al.* 2013). D'autres recherches sont nécessaires avant que l'on puisse déterminer de manière concluante si les technologies d'échosondeurs multifaisceaux ou d'autres échosondeurs représentent une menace générale pour la baleine à bec commune ou les autres espèces de baleines à bec. Ces technologies sont largement utilisées, habituellement en conjonction avec d'autres sources de bruit anthropique, comme le trafic maritime et les levés réalisés au moyen de canons à air sismiques.

### **Menace 3f : Exposition chronique au bruit**

Au-delà des répercussions liées aux sources précises de bruit anthropique décrites ci-dessus, les effets chroniques de l'exposition à plusieurs sources de bruit sur de longues périodes constituent une menace globale pour les espèces vulnérables au bruit. Par exemple, le bruit des navires, les levés réalisés au moyen de canons à air sismiques et les opérations de forage dans la même zone peuvent entraîner une augmentation soutenue des niveaux de bruit de fond subis par les animaux présents dans la zone, même si certaines de ces sources de bruit sont récurrentes plutôt que continues. On a constaté que l'exposition chronique au bruit déclenche des réactions de stress physiologique chez les humains (p. ex. Evans *et al.* 2001), les oiseaux (p. ex. Blickley *et al.* 2012) et les cétacés (Rolland *et al.* 2012), ainsi que chez bien d'autres

---

taxons. On sait qu'un stress physiologique accru qui se produit à répétition ou sur des périodes prolongées a un effet sur la valeur adaptative (Romero et Butler 2007, Francis et Barber 2013) et que le stress chronique chez les humains peut avoir des effets indésirables sur la santé, y compris un risque plus élevé de maladies cardiovasculaires (Münzel *et al.* 2018) et une réduction de la fonction immunitaire (Kim *et al.* 2017). L'étude des effets du bruit sur la santé physiologique des cétacés sauvages demeure extrêmement difficile, en particulier pour les baleines à bec et d'autres espèces discrètes vivant en eaux profondes dans les régions hauturières pour lesquelles il existe peu de données de référence, voire aucune, permettant d'évaluer les effets potentiels. Cependant, le bruit d'origine anthropique est une préoccupation omniprésente et croissante, qui est de plus en plus intégrée dans les modèles de population comme un agent de stress important touchant les populations de cétacés (Lacy *et al.* 2017, Williams *et al.* 2020). Bien qu'il n'existe actuellement aucune information précise sur les effets de l'exposition chronique au bruit anthropique sur la baleine à bec commune ou les autres espèces de baleines à bec, le potentiel d'effets à long terme sur la santé et les conséquences à l'échelle des populations doivent être pris en compte parmi les menaces actuelles pesant sur la baleine à bec commune au large de l'est du Canada.

#### **MENACE 4 : INTERACTIONS AVEC LES PÊCHES**

Les interactions avec les pêches, comme les empêtements, les prises accessoires et la déprédation (retrait des poissons des engins de pêche), sont reconnues mondialement comme des menaces graves pour les populations de cétacés (Read *et al.* 2006, Hamer *et al.* 2012). Les menaces peuvent être directes, comme les blessures causées par les interactions avec les engins, ou indirectes, c'est-à-dire résultant des associations comportementales de la baleine à bec commune avec les navires (p. ex. la déprédation), des répercussions élargies de certaines activités de pêche (p. ex. engins fantômes) ou des prélèvements effectués par les pêches (p. ex. épuisement des proies). Certaines menaces également associées aux interactions avec les pêches sont évaluées séparément, notamment les collisions avec des navires (section 5), la pollution marine (section 6) et les réactions comportementales et le masquage liés aux perturbations sonores (voir les sections 3b sur le bruit des navires et 3f sur l'exposition chronique au bruit).

En raison d'un manque d'information, nous n'incluons pas ici d'examen ou d'évaluation des menaces liées aux pêches qui pourraient avoir une incidence sur les proies de la baleine à bec commune ou les cibler à l'avenir. Cependant, il a été démontré que lorsque les cétacés et les pêches sont en concurrence pour les mêmes ressources alimentaires, les résultats ont parfois été extrêmes, allant de la fermeture des pêches pour protéger les cétacés à l'abattage de mammifères marins pour atténuer la pression qu'ils exercent sur les pêches (DeMaster *et al.* 2001). Bien que l'on pêche l'encornet nordique (*Illex illecebrosus*) au centre du plateau néo-écossais, nous n'avons pas connaissance actuellement de pêches ciblant directement des espèces de calmars des grands fonds (*Gonatus*, la principale proie de la baleine à bec commune; Hooker *et al.* 2001). Comme l'expansion mondiale des pêches se poursuivra sans doute, la pression qui en résultera sur les écosystèmes locaux et le ciblage de nouvelles ressources marines auront probablement des répercussions directes ou indirectes sur les populations de cétacés dans le monde entier (DeMaster *et al.* 2001), y compris peut-être sur la baleine à bec commune. Si des pêches aux espèces de *Gonatus* étaient proposées à l'avenir, il conviendra d'examiner attentivement la réduction des ressources en proies de la baleine à bec commune et la proximité de ces pêches avec les habitats essentiels de l'espèce.

Bien que la zone de protection marine (ZPM) du Gully soit en grande partie fermée aux activités de pêche, la présence et la nature des palangres (p. ex. composées de longs kilomètres de lignes et d'hameçons par calée) autour de la zone d'exclusion de la pêche de la zone 1 et



---

d'autres régions de l'habitat essentiel de la baleine à bec commune peuvent limiter les déplacements de cette espèce. Compte tenu de l'aire de répartition restreinte de la petite population du plateau néo-écossais, cette menace pourrait avoir des répercussions sur le succès de la recherche de nourriture ou les possibilités de reproduction de la baleine à bec commune; toutefois, l'information actuelle n'est pas suffisante pour que l'on puisse évaluer cette menace potentielle.

### **Menace 4a : Empêchement**

L'empêchement est la capture accidentelle d'animaux dans les cordages, les lignes, les filets ou les hameçons associés aux engins de pêche, y compris les prises accessoires documentées dans les pêches, ainsi que les animaux qui sont blessés par des engins, qui s'éloignent en ayant des engins attachés au corps ou qui sont pris dans des engins abandonnés, perdus ou rejetés (« engins fantômes »). Les empêchements et les prises accessoires peuvent causer des blessures graves et des mortalités (Read *et al.* 2006, Read 2008), de même que des blessures qui peuvent indirectement entraîner la mort (par exemple, en entravant la capacité d'un animal de nager ou de se nourrir) ou compromettre la santé, la valeur adaptative et la reproduction des individus, provoquant des effets à l'échelle de la population (Dolman et Brakes 2018). L'empêchement est largement reconnu comme l'une des plus grandes menaces pour la conservation des cétacés dans le monde (Read *et al.* 2006, Read 2008), ainsi que comme un problème important en matière de bien-être des animaux (Dolman et Brakes 2018). Les empêchements de baleines à bec, qui entraînent souvent la mortalité, ont été documentés pour un certain nombre d'espèces dans le monde entier et sont associés à plusieurs types de pêches (*p. ex.* Garrison 2003, Carretta *et al.* 2008, Hamer *et al.* 2012, NOAA 2015, Tulloch *et al.* 2020).

Au large de l'est du Canada, les empêchements documentés de baleines à bec figurent notamment dans deux rapports sur des baleines à bec de Sowerby gravement empêchées (MPO 2017) et au moins 15 rapports sur des baleines à bec communes (tableau A1) qui sont résumés dans Harris *et al.* (2013) et Feyrer *et al.* (2021). Les rapports mentionnent différents types de pêche et d'engins, et bien que certains comportent des observations d'animaux morts, on ignore l'issue pour les animaux remis à l'eau vivants (avec ou sans l'engin encore attaché). Des empêchements ont été signalés dans toute l'aire de répartition de la baleine à bec commune au large de l'est du Canada, dont dix occurrences à l'intérieur des limites de l'UDPN (le plateau néo-écossais et le sud des Grands Bancs de Terre-Neuve) et cinq incidents entre Terre-Neuve et le détroit de Davis (tableau A1).

En plus des empêchements documentés et directement observés, il existe aussi des preuves d'interactions avec des engins de pêche, sous la forme de cicatrices laissées par un empêchement sur les animaux. Les cicatrices d'empêchement sont causées par le frottement ou la pression d'un cordage ou d'une ligne qui s'enroule autour du corps ou d'une partie du corps de l'animal et se présentent sous la forme de divers motifs curvilignes, d'indentations et de tissus cicatriciels protubérants. Feyrer et ses collaborateurs (2021) ont constaté que 6,6 % des individus présentaient des cicatrices d'origine anthropique (en tenant compte du total combiné des blessures attribuées à l'empêchement ou aux collisions avec des hélices de navires) dans un ensemble de données d'identification photographique à long terme (de 1988 à 2019) des nageoires dorsales pour la population de baleines à bec communes du plateau néo-écossais. Les cicatrices d'origine anthropique étaient le plus souvent observées sur les mâles, et la gravité des cicatrices résultant probablement d'un empêchement a été évaluée comme étant de faible à modérée. Les analyses estiment que le taux annuel de blessures d'origine anthropique était stable sur les 31 ans de la période d'étude, avec environ 1,7 baleine par année présentant de nouvelles cicatrices. Les analyses décrites dans Feyrer *et al.* (2021) n'ont pas tenu compte

---

des cicatrices autour de la tête, sur le pédoncule et les lobes caudaux; cependant, des cicatrices dues à un empêchement ont été signalées sur les melons et les becs de baleines à bec communes du plateau néo-écossais dans Mitchell (2008) et dans Gowans et Whitehead (2001).

Du fait de l'empêchement dans les engins, la pêche est l'une des rares activités humaines qui a été désignée de manière concluante comme la cause de la mort de baleines à bec communes au large de l'est du Canada. L'empêchement est considéré comme l'une des principales menaces pour cette espèce dans les eaux canadiennes (COSEPAC 2011, MPO 2016b). Par rapport aux espèces côtières de cétacés, qui ont des populations plus importantes et qui chevauchent une densité de pêche plus élevée, les baleines à bec ont été évaluées comme risquant moins de s'empêtrer dans des engins de pêche (Brown *et al.* 2013). Toutefois, le nombre relativement faible d'empêchements enregistrés de baleines à bec communes (p. ex. Nemiroff *et al.* 2010, Benjamins *et al.* 2012, Themelis *et al.* 2016) est probablement aussi lié à une sous-déclaration. Outre le nombre moins élevé de navires, il y a peu d'observateurs des pêches en mer à bord des navires dans l'habitat hauturier de la baleine à bec commune (Hooker *et al.* 1997), ce qui réduit la probabilité que des incidents soient vus ou signalés. Les grands animaux comme la baleine à bec commune peuvent également ne pas être observés comme des prises accessoires s'ils se libèrent de l'engin et s'éloignent en étant encore accrochés à l'hameçon ou empêtrés. Et bien que des échouements de baleines à bec communes se produisent à l'occasion, il est peu probable que les carcasses provenant du large atteignent les eaux côtières ou fassent l'objet d'une enquête. Il est alors difficile de déterminer la cause du décès, même lorsque les animaux morts sont trouvés. Il convient donc de considérer les empêchements signalés par les observateurs en mer ou les taux de cicatrices comme des estimations minimales.

#### **Menace 4b : Risques de déprédation**

La déprédation survient lorsque les baleines retirent ou endommagent des poissons des engins de pêche (Read 2008, Hamer *et al.* 2012) et est généralement considérée comme une interaction anthropique non létale. La déprédation des pêches a été documentée dans le monde entier chez de nombreuses espèces d'odontocètes, y compris les grands cachalots, les épaulards (*Orcinus orca*), les faux-orques (*Pseudorca crassidens*) et les globicéphales (*Globicephala* spp.). Chez les mysticètes, elle est couramment associée aux activités de pêche à la palangre (Hamer *et al.* 2012, Schakner *et al.* 2014, Tixier *et al.* 2017, Hanselman *et al.* 2018); cependant, la prédation sur les échappées et les rejets du chalutage a également été reconnue (Oyarbide *et al.* 2021a; Bonizzoni *et al.* 2022). Le comportement de déprédation est devenu un problème pour la conservation de certaines populations de cétacés en raison du risque accru de blessures ou de mortalités causées par la grande proximité entre les baleines et les navires et engins de pêche. Les divers effets négatifs associés à la déprédation sont l'empêchement, l'accrochage accidentel à un engin, l'ingestion d'engins, les collisions avec des navires et l'utilisation de méthodes de dissuasion létales par les pêcheurs (Read 2008, Tixier *et al.* 2017, Amelot *et al.* 2022). Cependant, l'approvisionnement en proies, accidentel ou intentionnel, par les pêches peut également réduire les coûts énergétiques de la quête de nourriture pour les baleines grâce à la déprédation et on a démontré qu'il offre des avantages démographiques pour certaines populations de cétacés (Esteban *et al.* 2016, Tixier *et al.* 2017).

Le comportement de déprédation de la baleine à bec commune se produit dans les eaux canadiennes (COSEPAC 2011), mais on ne comprend pas bien l'étendue et les répercussions de cette menace. Plusieurs auteurs ont signalé une déprédation par la baleine à bec commune dans des pêches sur le plateau néo-écossais (chalut), à Terre-Neuve (chalut), au Labrador et dans la baie de Baffin (chalut et palangre) (Fertl et Leatherwood 1997, COSEPAC 2011, Harris

---

*et al.* 2013, Johnson *et al.* 2020) et à Terre-Neuve (Oyarbide *et al.* 2021b). Des baleines à bec communes ont également été observées s'approchant de bateaux de pêche et étant nourries à la main (approvisionnement intentionnel) par les pêcheurs dans ces régions (COSEPAC 2011).

## **MENACE 5 : COLLISIONS AVEC DES NAVIRES**

Les collisions avec des navires constituent une autre menace pour les cétacés et peuvent entraîner des blessures liées à des traumatismes et, directement ou indirectement, la mort. Pour les animaux qui survivent, les blessures peuvent avoir des répercussions à long terme sur la santé, la reproduction et la valeur adaptative, et mener à des répercussions à l'échelle de la population (Schoeman *et al.* 2020). Plus il y a de navires commerciaux et de plaisance dans les océans du monde, plus le risque de collision avec des navires augmente. Bien que les collisions avec des navires soient plus souvent associées aux espèces de grands mysticètes, on sait qu'elles se produisent avec des odontocètes et des cétacés plus petits. Les rapports de collisions de navires avec des baleines à bec sont généralement rares, mais Schoeman et ses collaborateurs (2020), dans leur examen mondial des collisions de navires avec des animaux marins, ont identifié au moins neuf espèces de baleines à bec, à l'exclusion de la baleine à bec commune, impliquées dans des collisions avec des navires. Dans le cas de la baleine à bec commune, Feyrer et ses collaborateurs (2021) ont décrit des motifs de cicatrices sur des animaux vivants correspondant à un traumatisme causé par l'hélice d'un navire (p. ex. amputation d'une nageoire, grandes entailles sur le dos). Comme pour les empêtements, le nombre de navires et la couverture par les observateurs en mer sont généralement plus faibles dans ces zones, ce qui réduit la probabilité que les incidents, les blessures ou les carcasses soient vus et signalés. Les animaux qui meurent dans les zones hauturières sont également moins susceptibles de dériver sur de longues distances jusque dans les eaux côtières, et il est difficile d'enquêter pour déterminer la cause d'un décès (Williams *et al.* 2011).

À notre connaissance, il n'y a pas de rapports de mortalités de baleines à bec communes qui pourraient être liées de façon concluante à des collisions avec des navires dans l'est du Canada. Cependant, la baleine à bec commune est connue pour sa nature curieuse et il arrive souvent qu'elle s'approche d'un navire et le suive (Mitchell 1977). Les blessures causées par les hélices sont courantes chez les espèces qui s'approchent des navires et se laissent porter par la vague d'étrave (Van Waerebeek *et al.* 2007) ou nagent dans le sillage des hélices (Visser 1999). Dans l'UDPN, les photos des cicatrices sur la région de la nageoire dorsale des individus correspondent à des blessures résultant de collisions avec des navires (Feyrer *et al.* 2021). Chez la baleine à bec commune, les cicatrices décrites comme des entailles ou des indentations causées par une hélice, les nageoires dorsales mutilées ou amputées et les lacérations concaves étaient le plus souvent observées chez les mâles, et la gravité des blessures était considérée comme modérée à élevée. Le taux annuel de cicatrices d'origine anthropique (1,7 baleine par année) indiqué dans Feyrer *et al.* (2021) combine les types de cicatrices dues à une collision avec un navire et à un empêtement, car il n'était pas possible de distinguer ces deux sources pour certaines cicatrices graves. Bien que les analyses de Feyrer et ses collaborateurs (2021) n'aient pas tenu compte des cicatrices autour du melon, du pédoncule ou des lobes de la queue, Mitchell (2008) décrit une cicatrice résultant d'une collision avec un navire (p. ex. une grande indentation) observée sur le melon d'un mâle mature de l'UDPN. Les observations photographiques ne comprennent pas les blessures causées par des collisions avec des navires qui ne sont pas apparentes de l'extérieur (comme les contusions et les fractures) ni les blessures entraînant la mort. Il convient donc de considérer les taux de cicatrices d'origine anthropique (ci-dessus) comme une estimation minimale de ces blessures ou interactions.

---

## MENACE 6 : POLLUTION ET CONTAMINANTS CHIMIQUES

L'exposition à la pollution et aux contaminants dans le milieu marin peut avoir des effets directs sur la santé des cétacés et de leurs proies, ainsi que des effets indirects qui dégradent la qualité de leur habitat marin et de leurs écosystèmes. En vertu de la *Loi sur les pêches* du gouvernement fédéral, les polluants marins sont semblables à une « substance nocive », qui est définie comme toute substance ayant la capacité de causer des effets létaux ou sublétaux chez le poisson ou de nuire à l'habitat du poisson. Toutefois, les effets nocifs de la pollution et des contaminants chimiques ne peuvent se produire qu'à certaines concentrations, avec une exposition prolongée, en combinaison avec d'autres polluants, ou dans des états dégradés, et peuvent être très incertains (p. ex. produits chimiques nouvellement préoccupants) (*Stengel et al.* 2006, *Gall et al.* 2015, *Villarrubia-Gómez et al.* 2018). Les définitions juridiques générales de la pollution comprennent parfois le bruit (examen séparément à la section 3 : Perturbations acoustiques) ou l'introduction de zoonoses dans les polluants ou les contaminants (Tomczak 1984). Cependant, comme nous avons peu d'information sur les voies de propagation de la maladie chez les espèces de baleines à bec, cette préoccupation est brièvement abordée dans la section sur les autres menaces potentielles (ci-après). Ici, nous nous attardons à décrire les menaces potentielles pour la baleine à bec commune que représentent les contaminants chimiques (p. ex. les polluants organiques persistants ou « POP », les métaux lourds, les hydrocarbures) et la pollution physique (p. ex. les débris, les microplastiques). Nous prenons comme définition collective de la pollution toute substance qui, si elle se trouve dans le milieu marin, peut nuire à la vie marine ou dégrader la qualité de l'habitat marin.

Il existe une longue liste de polluants et de contaminants qui peuvent se trouver dans le milieu marin et provenir d'une ou de plusieurs sources contemporaines ou historiques. Cependant, dans le cas de certains contaminants, les sources peuvent être inconnues, car il n'est possible de retracer les voies d'entrée dans le milieu marin ou les tissus animaux propres à cette source qu'après un niveau important d'exposition ou des répercussions graves sur la santé. Les contaminants liés aux activités antérieures peuvent être dus à de longs temps de séjour dans les réseaux trophiques et les tissus marins, à la perturbation de dépôts plus anciens dans les sédiments marins ou à la dégradation des matériaux éliminés. Les sources directes de pollution et de contaminants, lorsque les substances sont rejetées directement dans l'océan, sont les déchets, les effluents d'eaux usées, l'échange des eaux de ballast des navires, les dépotoirs militaires, les événements d'immersion en mer, les rejets provenant des activités pétrolières et gazières liés au forage et aux déversements, ainsi que les débris de la pêche. Les sources indirectes peuvent être le résultat de la dégradation ou de l'altération de dépôts directs (p. ex. microplastiques), des émissions industrielles ou des particules entrant dans l'atmosphère et précipitant dans le milieu marin sous l'effet du cycle de l'eau et de la glace de mer ou les dépôts présents dans les sédiments océaniques qui peuvent pénétrer dans l'écosystème à une date ultérieure. Compte tenu de la variété des contaminants, des sources et des voies, les études sur l'exposition et les risques pour la santé des cétacés ont surtout porté sur la détection de certains contaminants (p. ex. biphényles polychlorés [BPC] ou dichlorodiphényltrichloroéthane [DDT]) ou sur les répercussions de la pollution provenant d'une seule source (p. ex. plastique). Nous avons organisé notre évaluation des menaces que représentent les contaminants pour les baleines à bec en mettant l'accent sur les répercussions et les sources bien documentées des polluants organiques persistants (POP) connus, de la pollution par le plastique, des métaux toxiques et des déversements d'hydrocarbures. Les autres sources et contaminants qui peuvent avoir une incidence sur les écosystèmes pélagiques, mais qui ne sont pas bien compris en tant que menaces pour les espèces marines, devront être pris en compte à l'avenir à mesure que les données deviendront disponibles.

---

## Menace 6a : Polluants organiques persistants

Les polluants organiques persistants (POP) constituent un vaste groupe de produits chimiques fabriqués et utilisés dans le monde entier, reconnus pour leur persistance à long terme dans l'environnement naturel et toxiques pour les humains et la faune (Sun *et al.* 2016). La prévalence des POP dans les écosystèmes est omniprésente, ce qui entraîne leur bioamplification dans les chaînes alimentaires et leur accumulation dans les tissus adipeux des animaux (Mackay et Fraser 2000, Macdonald *et al.* 2002). Les interdictions volontaires nationales de la plupart des POP ont été mises en place dans les années 1970 et 1980, et la [Convention de Stockholm sur les POP](#) (disponible en anglais seulement) a été signée en 2001 pour arrêter la fabrication et l'utilisation des POP. Les principales catégories de POP sont les BPC, les produits chimiques industriels utilisés principalement comme fluides d'échange thermique et les additifs dans les produits commerciaux, ainsi que les pesticides organochlorés comme le DDT, le chlordane, la dieldrine, le toxaphène, l'hexachlorobenzène (HCB), l'hexachlorocyclohexane (HCH) et les polybromodiphényléthers (PBDE).

En raison de leur longue durée de vie, de leur rôle de prédateurs de niveau trophique supérieur, de leurs importantes réserves de graisse et de leur capacité métabolique réduite à décomposer la plupart des POP, les mammifères marins sont reconnus comme étant particulièrement vulnérables à des niveaux élevés de contamination (Muir et Norstrom 1994, Ross et Birnbaum 2003). Les populations de mammifères marins vivant dans des zones localement contaminées ont mis en évidence les effets d'une toxicité généralisée sur la reproduction, l'immunité, la cancérogénicité et, en fin de compte, la survie et la croissance des populations (Helle *et al.* 1976, Martineau *et al.* 1987, De Guise *et al.* 1995, Ross 2002, Letcher *et al.* 2010, Jepson *et al.* 2016). Au-delà des intensités environnementales locales, les concentrations de contaminants diffèrent aussi généralement selon 1) les sexes, car les femelles transmettent des accumulations de contaminants à leur progéniture; 2) les espèces, montrant des concentrations accrues aux niveaux trophiques plus élevés; 3) le comportement migratoire, correspondant à des signaux mixtes des conditions latitudinales et régionales; et (4) la profondeur de la quête de nourriture, car on pense que les poissons mésopélagiques et les calmars des grands fonds sont des puits de POP (Takahashi *et al.* 2010, Bachman *et al.* 2014). Les baleines à bec se nourrissent de proies des eaux profondes, et il a été suggéré que les espèces qui cherchent leur nourriture en profondeur peuvent ingérer des charges intermédiaires à élevées de contaminants, par rapport à leur niveau trophique (Bachman *et al.* 2014).

À l'exception de certains BPC bien étudiés, les seuils de toxicité pour la plupart des POP n'ont pas été établis pour les mammifères marins, en grande partie parce qu'il est difficile de mener des études d'exposition contrôlée pour les grands cétacés. Les effets nocifs des BPC sur la santé ont été documentés dans plusieurs études d'alimentation contrôlée des phoques et des études sur les populations sauvages de phoques et de cétacés vivant dans des zones contaminées (DeLong *et al.* 1973, Helle *et al.* 1976, De Guise *et al.* 1995, Ross *et al.* 1996). Les seuils de toxicité des BPC chez les mammifères marins varient de 17 µg/g de poids lipidique pour les effets immunitaires et reproductifs généraux à 41 µg/g de poids lipidique pour les troubles de la reproduction. D'après une série de biomarqueurs moléculaires (p. ex. expression génétique et niveaux de vitamines), un nouveau seuil de toxicité pour les BPC chez les mammifères marins, qui dénote les premiers signes de changements physiologiques, a été établi à 1,3 µg/g poids lipidique (Desforges *et al.* 2013, Noël *et al.* 2014, Brown *et al.* 2014). Ce seuil de toxicité représente une réaction biologique à l'exposition aux BPC, mais n'a pas été associé à des effets nocifs sur la croissance, la reproduction ou à la maladie.

Dans les études sur les contaminants chez les baleines à bec, les échantillons sont généralement de petite taille, la collecte de données étant limitée à un seul individu ou à de petits événements d'échouement, ce qui complique les comparaisons entre les espèces et les

---

généralisations plus vastes (Bachman *et al.* 2014, Law 2014, Desforges *et al.* 2021). Toutefois, dans le cas de la baleine à bec commune, deux études ont examiné les concentrations de POP décelées dans les biopsies de graisse : des analyses effectuées par Hooker et ses collaborateurs (2008) entre 1997 et 2003 et une analyse comparative des tissus de baleines à bec communes prélevés en 2019 (Desforges *et al.* 2021). Malgré la petite taille des échantillons, ces deux études fournissent des renseignements relativement bons montrant que la concentration de POP chez la baleine à bec commune semble similaire à celle relevée chez d'autres odontocètes dans l'Atlantique Nord et inférieure aux concentrations élevées de BPC observées chez les baleines à bec de Cuvier échantillonnées dans la Méditerranée (Baini *et al.* 2020, tableaux 1 et 3 dans Desforges *et al.* 2021). Pour la baleine à bec commune du plateau néo-écossais, les niveaux de la plupart des POP étaient plus élevés que ceux des individus échantillonnés dans l'Arctique, probablement parce qu'elle était plus proche des centres peuplés des côtes de l'Amérique du Nord (Hooker *et al.* 2008, Desforges *et al.* 2021). Les concentrations totales de DDT étaient supérieures à celles des BPC chez la baleine à bec commune, ce qui laisse supposer une source locale possible de DDT dans l'environnement de la région (Hooker *et al.* 2008, Desforges *et al.* 2021). Les tendances temporelles indiquent que les POP ont augmenté dans l'ensemble depuis 1997; cependant, elles sont moins claires entre les années en raison de la petite taille des échantillons et des différences de concentrations entre les mâles et les femelles, qui compliquent les comparaisons (Desforges *et al.* 2021).

### **Menace 6b : Métaux toxiques**

Les autres contaminants chimiques persistants, bioaccumulables et pouvant avoir des effets à long terme sur la santé des mammifères sont les concentrations toxiques de métaux lourds (Gall *et al.* 2015). De nombreux métaux sont présents à l'état naturel à de faibles concentrations dans le milieu marin; cependant, les sources anthropiques, y compris les émissions des activités industrielles, l'exploitation minière, le ruissellement agricole et les décharges de déchets peuvent faire augmenter les concentrations jusqu'à des niveaux toxiques (Bruland et Franks 1983) et, à l'échelle mondiale, il y a eu des augmentations documentées des sources anthropiques de métaux lourds dans le milieu marin depuis la période préindustrielle (Lamborg *et al.* 2014). Le mercure, le cadmium, le plomb, l'arsenic, le baryum, le cuivre, le nickel, le sélénium et le zinc sont des exemples de métaux qui peuvent être toxiques pour la vie marine, même à de faibles concentrations, seuls ou combinés à d'autres matières organiques (Ansari *et al.* 2004). Les métaux lourds sont généralement présents en concentrations plus élevées dans les dépôts de sédiments, mais peuvent être entraînés dans les eaux marines en association avec d'autres nutriments sous l'effet de perturbations ou dans le cadre de la circulation océanographique (Bruland et Franks 1983).

La difficulté de mener des recherches toxicologiques sur les cétacés limite également notre compréhension des seuils de toxicité pour les métaux et les éléments traces (Monteiro *et al.* 2016). Les interactions chimiques (entre les métaux et d'autres composés organiques) et les différences dans les modèles de concentration propres aux tissus sont d'autres complexités pour comprendre la toxicité des différents métaux. Notre interprétation des effets sur la santé, en utilisant des concentrations qui seraient autrement considérées comme toxiques pour les mammifères terrestres ou les humains, est également remise en question par les adaptations des mammifères marins pour métaboliser ou détoxifier des concentrations plus élevées qui sont naturellement présentes dans les écosystèmes marins (p. ex. sélénium, mercure) (Frouin *et al.* 2012). Malgré les incertitudes entourant l'évaluation de la toxicité et des effets pour tous les métaux du tableau périodique, la toxicité et les effets sur la santé de certains métaux (p. ex. le mercure) ont été relativement bien étudiés dans les populations de cétacés dont on sait qu'elles sont à risque en raison d'autres contaminants. Les concentrations élevées de mercure chez les bélugas (*Delphinapterus leucas*) ont altéré les processus cellulaires et neurologiques, causant

---

des lésions rénales et un dysfonctionnement du système immunitaire (Frouin *et al.* 2012). De plus, les concentrations sublétales pourraient nuire davantage aux proies ou à d'autres composantes de l'écosystème, avec des répercussions indirectes pour les prédateurs marins.

### **Menace 6c : Matières plastiques**

Les types de déchets plastiques qui entrent dans l'océan comprennent un éventail incroyablement diversifié d'articles, y compris des engins de pêche, des bouteilles, des sacs, des emballages, des mégots de cigarette, des granulés industriels et des microbilles cosmétiques, pour n'en nommer que quelques-uns (Gallo *et al.* 2018). Étant donné que la persistance du plastique est presque indéfinie, ces articles plus gros en plastique ne peuvent que se dégrader en morceaux de plus en plus petits pour se transformer en particules de microplastiques (< 5 mm) et de nanoplastiques (1 à 1 000 nm) (Andrady 2011, Gigault *et al.* 2018). Bien que les débris marins puissent dériver au large depuis les côtes (p. ex. les ballons d'hélium), les activités de pêche sont présumées être la principale source de plastique marin dans les régions éloignées où vivent les baleines à bec (Secchi et Zarzur 1999, Lusher *et al.* 2018). On a trouvé de gros débris de plastique dans les voies digestives de nombreuses espèces de cétacés, qui peuvent causer des blocages et entraîner la famine (Jacobsen *et al.* 2010). Bien que les espèces côtières et pélagiques puissent être exposées à de plus grandes sources et densités de débris de plastique, Benjaminsen et Christenson (1979) ont documenté la présence de plastique dans les estomacs de baleines à bec communes capturées par les baleiniers en 1967 et 1971 au large de l'Islande et du Labrador. Fernández et ses collaborateurs (2014) ont décrit les plastiques trouvés chez deux animaux de l'est de l'Atlantique Nord; pour leur part, Lusher et ses collaborateurs (2018) ont constaté que les voies digestives des espèces plongeant en profondeur contenaient plus d'articles en plastique, notamment des sacs, que celles des espèces pélagiques. Comme les sacs en plastique étaient l'article le plus courant dans les voies digestives des baleines à bec qu'ils ont évaluées, Lusher et ses collaborateurs (2015) ont supposé que ces baleines confondent peut-être les sacs en plastique avec leur proie céphalopode. Bien qu'étant la seule source d'information sur l'ingestion de plastique, les nécropsies et les rapports publiés sur les contenus stomacaux des baleines échouées sont des sources limitées de données. Étant donné que les animaux échoués avaient peut-être des problèmes de santé sous-jacents, on ne peut présumer que le contenu en plastique déclaré (le cas échéant) correspond à une tendance à l'échelle de la population. En outre, l'analyse des contenus stomacaux est souvent axée sur la caractérisation des espèces proie, et peut ainsi négliger ou omettre la documentation d'autres éléments non biologiques, comme les débris de plastique. Il existe peu de rapports publiés sur les contenus stomacaux des baleines à bec communes dans l'ouest de l'Atlantique Nord, mais nous savons que trois individus se sont échoués dans le sud de Terre-Neuve en 2019, 2021 et 2022 et que des articles en plastique se trouvaient dans leur estomac ou leur tube digestif (Ledwell *et al.* 2020, Kelly *et al.* 2023). Les articles en plastique identifiables étaient une tasse, un couvercle de bocal, une ligne de pêche, un filet, un bâton lumineux de pêche et un gant, ainsi qu'un certain nombre de fragments de plastique dur non identifiés (Ledwell *et al.* 2020).

Bien que les méthodes de détection des microplastiques dans les tissus et les voies digestives des animaux soient relativement récentes, des microplastiques ont été identifiés dans chaque océan (Villarrubia-Gómez *et al.* 2018) et dans les tissus de nombreux cétacés, y compris des baleines à bec de True et de Cuvier (Lusher *et al.* 2018). La voie d'entrée dans ces cas n'est pas claire, mais les particules proviendraient soit de l'ingestion et de la décomposition de macroplastiques ingérés, soit de proies (p. ex. poissons, zooplancton, [Cole *et al.* 2013]) qui auraient pu se nourrir de particules de microplastiques et les avoir retenues. Outre les effets de l'ingestion et de l'accumulation de microplastiques non nutritifs sur la santé physique et nutritionnelle, les particules contiennent ou peuvent attirer d'autres contaminants chimiques, qui

---

deviennent alors des sources supplémentaires d'exposition (Gallo *et al.* 2018). On pense que la consommation fortuite de microplastiques peut augmenter les taux de bioaccumulation chimique dans les tissus et avoir des effets sur la santé associés à ces contaminants, comme les POP (Lusher *et al.* 2018).

### **Menace 6d : Déversements d'hydrocarbures**

La pollution liée à l'exploration et à l'extraction pétrolières et gazières et aux activités de transport constitue une menace notable pour les espèces marines. Un certain nombre de sources d'hydrocarbures pénètrent dans le milieu marin; les plus préoccupantes ici sont les déversements qui peuvent provenir de navires, de plateformes de forage, de puits ou de pipelines en mer. Les causes des déversements varient, mais comprennent les collisions avec des navires, les échouements, les défaillances de la coque, les pannes de matériel (corrosion, surpression), les incendies ou les explosions, le chargement, le déchargement, le mazoutage, le ballastage et d'autres événements comme le mauvais temps et l'erreur humaine. Au fil du temps, la plupart des grands déversements de pétroliers (> 7 tonnes) ont été causés par des collisions ou des échouements, tandis que les déversements petits à moyens, qui représentent 95 % de tous les déversements enregistrés à l'échelle mondiale, sont connus pour être sous-déclarés et sont principalement attribués aux déversements qui se produisent pendant le chargement, le déchargement ou des opérations inconnues (ITOPF 2021).

On sait que les produits pétroliers, allant du pétrole brut lourd aux combustibles raffinés, sont toxiques pour la vie marine à de faibles concentrations s'ils sont ingérés, inhalés ou aspirés, en raison des concentrations d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et de métaux lourds. Les répercussions des déversements d'hydrocarbures en milieu marin peuvent varier selon les propriétés et la composition du produit, le volume en vrac, l'emplacement (à la surface ou en profondeur) et les conditions en mer (p. ex. la vitesse du vent) (Zhang *et al.* 2019). Les effets du pétrole brut dans le milieu marin sont peut-être les mieux documentés et sont au cœur de notre examen. Cependant, d'autres polluants et sous-produits associés à l'exploitation du pétrole et du gaz sont préoccupants, y compris ceux qui sont liés au processus d'extraction des combustibles fossiles (p. ex. fluides de forage, additifs chimiques, peintures antisalissures et matériaux de construction), au nettoyage des déversements, comme les dispersants chimiques et les produits d'altération du pétrole, comme les boules de goudron.

Si les déversements d'hydrocarbures sont petits ou se dispersent rapidement par mauvais temps, les cétacés de la région risqueront probablement moins d'être exposés à des concentrations toxiques. Cependant, pour les cétacés qui rencontrent directement des nappes d'hydrocarbures, les effets de l'exposition à la toxicité peuvent avoir des conséquences mortelles ou à long terme pour les individus, notamment des maladies pulmonaires, un faible succès de la reproduction, des réactions au stress et un dysfonctionnement du système immunitaire. Étant donné que les cétacés respirent à la surface, là où les hydrocarbures et les composés organiques volatils (COV) sont les plus concentrés et deviennent des aérosols, leur peau, leurs yeux et leur système respiratoire sont des voies d'exposition courantes. Du fait de la nature unique de la physiologie respiratoire des cétacés, les COV et les hydrocarbures toxiques ne sont pas filtrés pendant l'inhalation et passent directement dans le sang par les poumons (Murawski *et al.* 2021). L'ingestion de proies contaminées est également considérée comme une voie d'exposition potentielle, mais on en comprend moins bien les effets (Zhang *et al.* 2019). Les observations comportementales des grand dauphins après le déversement de la plateforme Deepwater Horizon (DWH) en 2010 et des épaulards après le déversement de l'Exxon Valdez en 1989 donnent à penser qu'il est peu probable que les cétacés « évitent » de nager à travers le pétrole de surface (Matkin *et al.* 2008, Aichinger Dias *et al.* 2017). Ainsi, les espèces ou les populations très fidèles au site sont particulièrement vulnérables aux



---

déversements qui se produisent dans leur habitat (Murawski *et al.* 2021). Enfin, les effets des déversements sur l'écosystème, comme la contamination et les épisodes de mortalité aux niveaux trophiques inférieurs ou le dépôt du pétrole dans les sédiments benthiques, observés dans les déversements de la plateforme DWH ou de l'Exxon Valdez, peuvent avoir des effets hérités chroniques et indirects à retardement qui peuvent durer des décennies, mais qui sont difficiles à observer directement (Peterson *et al.* 2003, Murawski *et al.* 2021).

## **AUTRES MENACES POTENTIELLES**

Nous reconnaissons que d'autres menaces potentielles pour la baleine à bec commune peuvent exister au large de l'est du Canada et qu'il est utile de les mentionner en vue d'un examen futur, notamment les zoonoses introduites, les espèces envahissantes, les dépotoirs de munitions, les câbles marins, l'exploitation minière des grands fonds, l'exploitation de la zone mésopélagique et peut-être d'autres que nous ne connaissons pas. Avec le peu d'information actuellement disponible et une mauvaise compréhension de la séquence des effets pour ces menaces possibles, nous n'avons pas pu évaluer leurs répercussions potentielles sur les individus ou les populations de baleines à bec communes. De plus, les effets indirects sur la baleine à bec commune, comme les changements de l'écosystème d'origine anthropique qui touchent les proies de la baleine à bec commune, sont difficiles à étudier et à évaluer, mais devraient également être pris en compte dans le contexte élargi de cette évaluation des menaces. À mesure que de plus en plus de données sont recueillies et que nos connaissances augmentent, nous pourrions découvrir d'autres menaces importantes pour la baleine à bec commune. Il faudra revoir régulièrement cette évaluation pour tenir compte des effets potentiels des menaces nouvelles ou émergentes.

## **EFFETS CUMULATIFS**

Les interactions entre les diverses menaces pesant sur la baleine à bec commune décrites ci-dessus peuvent être complexes, et les effets de plusieurs agents de stress ne sont pas bien compris pour la plupart des cétacés (National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine 2017). Les effets cumulatifs des menaces cernées sur les populations peuvent varier dans le temps et l'espace, et les menaces passées peuvent continuer d'influencer l'état actuel de la baleine à bec commune (Maxwell *et al.* 2013). Les interactions synergiques ou antagonistes entre différentes menaces peuvent entraîner une réaction plus importante ou plus petite qu'une simple combinaison additive de répercussions (National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine 2017). Bien qu'il soit important de s'attaquer aux effets cumulatifs, le présent cadre d'évaluation des menaces n'a pas été conçu pour les prendre pleinement en considération. Ainsi, nous considérons que le potentiel d'effets cumulatifs est un facteur qui peut accroître la vulnérabilité de la baleine à bec commune, ce qui doit être pris en compte dans l'évaluation d'autres menaces. D'autres directives (et probablement des recherches supplémentaires) sont nécessaires pour tenir compte des effets cumulatifs dans les futures évaluations des risques pour la baleine à bec commune.

## **ÉVALUATION DE LA MENACE POUR LES BALEINES À BEC COMMUNES**

Les menaces pesant sur la baleine à bec commune ont été évaluées dans la mesure du possible en établissant l'ordre de priorité des renseignements disponibles dans la documentation scientifique examinée par des pairs et en s'appuyant sur la littérature grise (y compris des rapports techniques de l'industrie ou du gouvernement), les données inédites ou d'autres renseignements à l'appui, au besoin.

---

Les méthodes utilisées pour l'évaluation des menaces se sont inspirées du document MPO (2014). Notre interprétation particulière et les éventuels écarts par rapport aux orientations (p. ex. lorsque l'approche suggérée ne s'appliquait pas à la biologie de cette espèce) sont décrits dans la section « Méthodes », ainsi que notre justification.

## MÉTHODES

### Approche générale

Notre connaissance des menaces potentielles pesant sur la baleine à bec commune au large de l'est du Canada va de menaces bien connues pour lesquelles nous disposons de renseignements importants à des menaces émergentes ou sublétales sur lesquelles il existe actuellement très peu d'information. Cette évaluation des menaces était principalement axée sur les menaces pour lesquelles certains renseignements au moins étaient disponibles pour étayer la conclusion selon laquelle la menace en question a eu, a ou aura probablement des effets sur la ou les populations dans une certaine mesure. Lorsque l'information disponible était suffisante, les menaces étaient liées à des activités particulières, comme les sources de perturbations acoustiques ou les types de contaminants et de polluants. Il est important de souligner que même si l'on soupçonne souvent des effets sublétaux, il existe très peu d'information sur ces effets chez les cétacés, car ils sont difficiles à observer et à quantifier. Nous avons examiné les menaces sublétales lorsqu'il était possible de les prendre en compte en fonction des données disponibles, et les effets sublétaux ont été indiqués dans nos évaluations des sonars militaires, de l'empêchement et des contaminants chimiques. Cependant, comme l'évaluation finale de la menace était fondée sur le niveau d'impact le plus élevé, dans tous les cas, les effets sublétaux ont été surpassés par le potentiel de mortalité directe.

Nous étions chargés d'évaluer chaque menace dans le contexte de la population de baleines à bec communes du plateau néo-écossais en particulier et pour les baleines à bec au large de l'est du Canada en général. Comme bon nombre des critères décrits dans le cadre d'évaluation des menaces du MPO (2014) nécessitaient des renseignements sur l'abondance et les tendances des populations, il n'a pas été possible d'appliquer cette évaluation à d'autres espèces de baleines à bec sur lesquelles les données sont très limitées. Plutôt que d'effectuer une évaluation générale des risques pour les baleines à bec, nous avons tenu compte des menaces pour la baleine à bec commune à deux échelles géographiques différentes : 1) pour la population de baleines à bec communes du plateau néo-écossais (dont l'aire de répartition géographique s'étend du plateau néo-écossais aux Grands Bancs, selon la définition donnée dans COSEPAC 2011); et 2) de façon plus générale pour la baleine à bec commune dans les eaux canadiennes de l'Atlantique Nord-Ouest. Cette évaluation régionale élargie englobe la population du plateau néo-écossais et celle du détroit de Davis, de la baie de Baffin et de la mer du Labrador (ainsi que toutes les autres populations qui n'ont pas encore été définies dans l'Atlantique Nord-Ouest), et l'aire de répartition prise en compte va du plateau néo-écossais à l'Arctique canadien. Cette évaluation générale aidera à traiter les problèmes liés à l'incertitude entourant les limites géographiques exactes des deux populations (COSEPAC 2011) et à la connectivité entre les populations et fournira une perspective plus nationale des menaces pesant sur la baleine à bec commune. Ces deux évaluations sont indiquées, dans la colonne « Échelle géographique » du tableau 1, comme « UDPN » (l'aire de répartition de la population du plateau néo-écossais) ou « ANO » (l'aire de répartition de la baleine à bec commune dans les eaux canadiennes dans l'Atlantique Nord-Ouest).

Pour chaque menace, les critères d'évaluation suivants ont été évalués selon les indications données dans le document MPO (2014), avec certaines modifications : la probabilité de réalisation, le niveau d'impact individuel, le niveau d'impact sur la population, le risque de

---

menace, le moment de la réalisation, la fréquence de la menace et l'étendue géographique de la menace. Nous avons modifié le critère du « niveau d'impact » et l'avons divisé en deux critères distincts : « niveau d'impact individuel » et « niveau d'impact sur la population ». Nous avons également fourni une cote de qualité des données associée à chacun des critères de niveau d'impact, qui correspondait à l'intention du critère de certitude causale dans les lignes directrices de MPO (2014). Nous avons remplacé le terme « occurrence de la menace à l'échelle de la population » par « moment de la réalisation », « fréquence de la menace à l'échelle de la population » par « fréquence de la menace » et « étendue de la menace à l'échelle de la population » par « étendue géographique de la menace ». Les sections ci-après donnent plus de détails sur la façon dont chacun de ces critères a été défini et évalué, y compris les justifications des éventuels écarts par rapport aux lignes directrices de MPO (2014), comme les changements de terminologie ou les modifications apportées à l'interprétation et à l'application.

Comme dans d'autres évaluations des menaces, l'approche de précaution a été appliquée lors de l'évaluation des menaces pour lesquelles des informations limitées ou non concluantes étaient disponibles ou en cas d'incertitude (p. ex. voir l'évaluation des menaces de la tortue luth [*Dermochelys coriacea*] [MPO 2020b]). De plus, dans les cas où une menace pourrait entraîner plusieurs répercussions différentes de gravité variable, la répercussion la plus grave a été évaluée. Par exemple, les sonars militaires ont été associés à plusieurs impacts potentiels sur les baleines à bec, allant de brèves réactions comportementales chez des individus à des échouements de masse. Cette menace a donc été évaluée en partant du point de vue que les sonars militaires peuvent causer la mortalité.

Les sources d'information prises en compte durant cette évaluation comprennent la documentation primaire et les articles de revues scientifiques, les documents du Secrétariat canadien des avis scientifiques, la littérature grise (p. ex. publications non examinées par des pairs, rapports gouvernementaux, articles de presse), des rapports anecdotiques et des données inédites. Dans tous les aspects de cette évaluation en grande partie qualitative des menaces, nous avons fait appel à un certain degré de jugement d'expert pour interpréter, synthétiser et appliquer l'information disponible provenant de toutes les sources.

## **Probabilité de réalisation**

Dans le document MPO (2014) définit comme suit la probabilité de réalisation : « 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 ». La durée de génération estimée de la baleine à bec commune est de l'ordre de 15 à 17,8 ans (COSEPAC; Taylor et al. 2007). Une période de trois générations pour cette espèce a donc été considérée comme étant de l'ordre de 45 à 51 ans. Bien que le MPO (2014) recommande d'utiliser 10 ans dans cette situation, l'utilisation d'une période qui ne couvre qu'une partie d'une génération ne sera pas utile sur le plan biologique pour évaluer les menaces nuisant au rétablissement d'une espèce. Le COSEPAC recommande d'utiliser trois générations pour l'évaluation des menaces<sup>1</sup>; c'est pourquoi nous avons choisi d'appliquer une période qui s'étendrait sur trois générations (au moins 45 ans pour la baleine à bec commune). Notre définition de la probabilité de réalisation pour cette évaluation était donc la probabilité qu'une menace particulière se réalise pour une population donnée sur 45 ans. Lorsque nous avons évalué ce critère, nous avons tenu

---

<sup>1</sup> Voir [évaluation des espèces sauvages du COSEPAC : critères quantitatifs et lignes directrices, tableau 2. Comité sur la situation des espèces en péril du Canada \(COSEPAC\) critères quantitatifs et lignes directrices pour l'évaluation de l'état des espèces sauvages](#). [consulté le 15 février 2021]

---

compte des activités qui ont eu lieu au cours des 45 dernières années, des activités en cours ou permanentes, et des activités qui sont prévues dans les 45 prochaines années.

La probabilité de réalisation d'une menace donnée a été définie par le MPO (2014) selon les niveaux suivants :

- Connue – « Cette menace a été observée dans 91 % à 100 % des cas ». Nous avons interprété cette définition comme signifiant qu'il y a 91 à 100 % de chance que la menace se soit réalisée, se réalise maintenant, ou à l'avenir.
- Menace susceptible de se réaliser – « Il y a de 51 % à 90 % de chance que cette menace se réalise ».
- Peu probable – « Il y a de 11 % à 50 % de chance que cette menace se réalise ».
- Faible – « Il y a de 1 % à 10 % de chance ou moins que cette menace se réalise ».
- Inconnue – « Il n'y a pas de données ni de connaissances préalables sur la réalisation de cette menace maintenant ou à l'avenir ».

### **Niveau d'impact individuel**

Le critère « Niveau des répercussions » est défini comme suit dans le document MPO (2014) : « ampleur des répercussions d'une menace donnée et de la mesure dans laquelle elle influence la survie ou le rétablissement de la population ».

Pour la baleine à bec commune, comme pour la plupart des espèces de cétacés, il existe souvent de l'information sur les répercussions potentielles des menaces sur les individus, mais les impacts à l'échelle de la population sont généralement peu compris. En évaluant seulement les menaces à l'échelle de la population, on risque de négliger des renseignements précieux sur les répercussions connues sur les individus – des renseignements qui pourraient être utiles pour comprendre l'importance ou l'ampleur potentielle d'une menace donnée. Nous avons donc évalué le niveau d'impact à deux échelles différentes : le niveau individuel (abordé dans cette section) et le niveau sur la population (décrit dans la section suivante). Pour déterminer le critère du risque de la menace, nous avons utilisé le niveau d'impact sur la population.

Nous avons défini le niveau d'impact individuel comme étant l'ampleur potentielle de l'effet d'une menace donnée sur les individus, l'ampleur étant déterminée par le type d'impact, de la mortalité à l'extrémité supérieure de l'échelle au harcèlement, à la perturbation ou à l'augmentation du stress et autres effets semblables à l'extrémité inférieure de l'échelle.

Le niveau d'impact individuel de chaque menace a été défini comme suit :

- Extrême – la menace a été associée à des mortalités de masse ou démontrée comme étant la cause de mortalités de masse (mortalité de plusieurs individus causée par un seul événement).
- Élevé – la menace a été associée à des mortalités d'individus uniques ou démontrée comme étant à l'origine de la mortalité chez des individus uniques.
- Moyen – la menace a été associée à des blessures ou des dommages causés à des individus et qui ont eu des effets directs sur la santé physique ou la reproduction d'un ou de plusieurs individus, ou a été démontrée comme étant à l'origine de telles blessures ou de tels dommages.
- Faible – la menace a été liée au harcèlement, à la perturbation, à l'augmentation du stress ou à des effets analogues sur des individus, ou a été démontrée comme étant à l'origine de tels effets.

- 
- Inconnu – l’effet sur les individus n’est pas connu.

Il a fallu tenir compte de la quantité et du type de données disponibles pour choisir un niveau d’impact approprié pour chaque menace. La compréhension de la qualité de l’information utilisée dans cette évaluation fournit un contexte important pour ceux qui examinent et appliquent le tableau d’évaluation des menaces. Nous avons donc inclus une cote de qualité des données (QD; indiquée sous forme de chiffre entre parenthèses dans le tableau 1) avec ce critère. Les définitions des cotes de qualité des données ont été adaptées des niveaux de certitude causale définis dans MPO (2014) et des cotes de qualité des données définies dans Hare *et al.* (2016) :

- (1) Données considérables : des données substantielles sont disponibles pour appuyer l’évaluation, et celles-ci ont été observées, modélisées ou mesurées de manière empirique pour la baleine à bec commune et proviennent de sources évaluées par des pairs.
- (2) Données adéquates : on dispose de certaines données qui ont été observées, modélisées ou mesurées de manière empirique pour la baleine à bec commune ou d’autres baleines à bec et qui proviennent de sources évaluées par des pairs.
- (3) Données limitées : le degré d’incertitude est plus élevé avec les données disponibles, qui peuvent être basées sur d’autres espèces de cétacés ou provenir de sources non évaluées par des pairs.
- (4) Jugement d’expert : l’évaluation est fondée sur un jugement d’expert, notamment les connaissances traditionnelles et locales ou les connaissances scientifiques générales de l’espèce ou des espèces apparentées et de leur rôle relatif dans l’écosystème.
- (5) Données insuffisantes : les impacts sont possibles, mais il existe très peu de données, ou on sait peu de choses sur les impacts de l’activité sur l’espèce ou sur d’autres espèces de cétacés, et on ne dispose d’aucune base pour former une opinion d’expert ou faire une évaluation.

Étant donné que le critère du niveau d’impact individuel évaluait les répercussions possibles à l’échelle individuelle sans tenir compte de la taille de la population, le niveau d’impact individuel pour chaque menace et la cote de qualité des données connexe étaient les mêmes pour les deux échelles géographiques prises en compte (UDPN et ANO).

### **Niveau d’impact sur la population**

Nous avons défini le niveau d’impact sur la population comme étant la probabilité que, si une menace se réalise, elle ait un effet négatif sur la survie ou le rétablissement de la population.

Le document MPO (2014) définit des niveaux précis d’impact à l’aide d’une évaluation quantitative du déclin de la population résultant de la menace ou d’une évaluation qualitative de la probabilité de compromettre la survie ou le rétablissement de la population (p. ex. « élevé = perte de population importante [de 31 à 70 %] ou menace compromettant la survie ou le rétablissement de la population »). Nous avons constaté qu’il était généralement difficile d’appliquer les définitions plus quantitatives (c.-à-d. la proportion de la population touchée), car il est difficile d’étudier les répercussions ou d’estimer le nombre de mortalités associées à une menace donnée pour une espèce aussi éloignée, et avec les données quantitatives limitées qui sont disponibles. Comme nous l’avons déjà indiqué, les mortalités, les blessures et les autres interactions sont difficiles à observer directement et sont probablement sous-déclarées. De plus, on connaît mal les effets à long terme de nombreux impacts (comme le stress causé par l’exposition chronique au bruit ou les empêtements, par exemple). Il est également difficile de prévoir l’ampleur d’un déclin potentiel de la population résultant d’un événement qui ne s’est

---

pas encore produit. Nous n'avons donc appliqué que la partie qualitative des descriptions initiales du niveau d'impact (p. ex. la probabilité de compromettre la survie ou le rétablissement) à notre évaluation.

Le niveau d'impact sur la population de chaque menace a été défini comme suit :

- Extrême – la menace entraînerait un grave déclin de la population avec un potentiel de disparition.
- Élevé – la menace est très susceptible de compromettre les chances de survie ou de rétablissement de la population.
- Moyen – la menace est susceptible de compromettre les chances de survie ou de rétablissement de la population.
- Faible – la menace est peu susceptible de compromettre les chances de survie ou de rétablissement de la population.
- Inconnu – l'effet sur la population n'est pas connu.

Dans le cas de la population relativement petite de baleines à bec communes du plateau néo-écossais, qui se trouve entièrement dans les eaux canadiennes, l'estimation du prélèvement biologique potentiel (PBP) est très faible, à 0,3 individu/an (MPO 2007a). Si une menace était liée à la mortalité des individus, elle compromettrait probablement la survie et le rétablissement de la population, car la mort d'un seul individu par année, causée par l'homme, entraînerait un déclin de la population. Pour la baleine à bec commune dans l'ANO, on ignore la taille de la population et, par conséquent, le PBP, tout comme la connectivité des populations avec des régions à l'extérieur du Canada. Il était plus difficile d'évaluer les répercussions potentielles des menaces sur la survie et le rétablissement à cette échelle plus grande et, dans la plupart des cas, la désignation du niveau d'impact sur la population comme « inconnu » traduit le manque d'information sur la taille de la population, plutôt que sur les répercussions possibles de la menace.

Comme pour le niveau d'impact individuel, il a fallu tenir compte de la quantité et du type de données disponibles pour évaluer le niveau d'impact sur la population. La compréhension de la qualité de l'information utilisée dans cette évaluation fournit un contexte important pour ceux qui examinent et appliquent le tableau d'évaluation des menaces. Nous avons appliqué une cote de qualité des données (QD) semblable (indiquée sous forme de chiffre entre parenthèses) à ce critère. Les définitions de cette cote de qualité des données tiennent compte des considérations à l'échelle de la population :

- (1) Quantité considérable de données : des données substantielles sont disponibles pour appuyer l'évaluation, et celles-ci ont été observées, modélisées ou mesurées de manière empirique pour les baleines à bec communes dans la zone d'étude ou la population d'intérêt et proviennent de sources évaluées par des pairs.
- (2) Données adéquates : on dispose de certaines données qui ont été observées, modélisées ou mesurées de manière empirique pour les baleines à bec communes ou d'autres baleines à bec dans la zone d'étude ou la population d'étude d'intérêt et qui proviennent de sources évaluées par des pairs.
- (3) Données limitées : le degré d'incertitude est plus élevé avec les données disponibles, qui peuvent provenir de l'extérieur de la zone d'étude, être basées sur d'autres espèces de cétacés ou provenir de sources non évaluées par des pairs.

- (4) Jugement d'expert : l'évaluation est basée sur un jugement d'expert, notamment les connaissances traditionnelles et locales ou les connaissances scientifiques générales de l'espèce ou des espèces apparentées et de leur rôle relatif dans l'écosystème.
- (5) Données insuffisantes : les répercussions sont possibles ou connues, mais il existe très peu de données, on sait peu de choses sur la population, ou sur les répercussions de l'activité sur la population, et on ne dispose d'aucune base pour former une opinion d'expert ou faire une évaluation.

## Risque de la menace

Le MPO (2014) définit le risque de la menace comme suit : « le risque de la menace est le produit de la probabilité de réalisation et du niveau des répercussions, évalué à l'aide de la matrice des risques ». Une matrice normalisée est fournie dans le document du MPO (2014) pour déterminer le risque de la menace, qui peut être classé comme faible, moyen, élevé ou inconnu (figure 2). Dans ce document MPO (2014), la cote de la « certitude causale » est incluse entre parenthèses à côté du niveau de la menace. Nous avons appliqué l'approche de la matrice du risque de la menace en utilisant le produit de nos évaluations de la probabilité de réalisation et du niveau d'impact sur la population et nous avons inclus la cote de qualité des données pour le niveau d'impact sur la population entre parenthèses.

Pour évaluer le niveau d'impact sur la population et attribuer un risque de la menace, il faut connaître l'abondance de la population. Comme on ne connaît pas la taille de la population de baleines à bec communes à l'extérieur de la région du plateau néo-écossais, on ignore aussi le nombre d'animaux dans l'ANO en général, de sorte que le risque de la menace pour l'ANO est souvent inconnu. Comme nous l'avons souligné précédemment, cela est en grande partie attribuable à des lacunes dans notre connaissance de la taille des populations, et pas nécessairement au manque de données probantes sur les répercussions causées par une menace donnée.

		Niveau des répercussions				
		Faible	Moyen	Élevé	Extrême	Inconnu
Probabilité de réalisation	Connue ou très susceptible de se réaliser	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
	Inconnue	Inconnu	Inconnu	Inconnu	Inconnu	Inconnu

Figure 2. Matrice du risque de la menace tirée du document MPO (2014).

---

## Moment de la réalisation

Le document MPO (2014) définit « la réalisation de la menace à l'échelle de la population » comme « le moment de la réalisation de la menace ». Nous avons supprimé les mots « à l'échelle de la population », car nous avons tenu compte de l'ensemble de la population pour chaque critère et ce terme était redondant. Nous avons utilisé le terme « moment de la réalisation » pour indiquer clairement ce que ce critère représente (lorsqu'une menace se réalise, et non si elle se réalise).

Les catégories associées au moment de la réalisation, dont une ou plusieurs peuvent s'appliquer à une menace donnée, sont définies dans le document MPO (2014) comme suit :

- Historique – on sait qu'une menace s'est concrétisée par le passé et a eu un effet négatif sur la population.
- Courante – une menace qui existe actuellement et qui a un effet négatif sur la population.
- Anticipée – une menace dont on anticipe la concrétisation à l'avenir et qui aura un effet négatif sur la population.

Lorsque nous avons évalué les menaces à l'aide de ce critère, nous avons tenu compte du moment de l'activité de la menace elle-même, et non de ses répercussions, qui peuvent être beaucoup plus durables que l'activité de la menace. Par exemple, nous avons considéré que le moment de la réalisation de la menace de la chasse à la baleine était historique, car les activités de chasse à la baleine ont eu lieu dans le passé et ne se produisent pas actuellement, même si nous constatons que la chasse à la baleine a eu des effets génétiques durables qui ont encore des répercussions sur la population aujourd'hui.

## Fréquence de la menace

La fréquence de la menace à l'échelle de la population est définie comme suit dans le document MPO (2014) : l'étendue temporelle d'une menace donnée dans les 10 prochaines années ou sur 3 générations, selon la période la plus courte. Encore une fois, nous avons retiré les mots « à l'échelle de la population » de ce critère, car nous avons tenu compte de l'ensemble de la population pour chaque critère et ce terme était redondant.

Les catégories associées à la fréquence de la menace sont définies dans le document MPO (2014) comme suit :

- Unique – la menace se réalise une fois.
- Récurrente – « la menace se réalise périodiquement ou à répétition. » (Nous avons considéré que les activités intermittentes et saisonnières faisaient partie de cette catégorie).
- Continue – la menace se réalise sans interruption.
- Sans objet – aucune des catégories ci-dessus ne s'applique. Cette catégorie a été ajoutée spécialement pour le cas de la chasse à la baleine, car cette activité elle-même n'existe plus, même si elle était récurrente dans le passé.

## Étendue géographique de la menace

L'étendue de la menace à l'échelle de la population est définie dans le document MPO (2014) comme « la proportion de la population touchée par une menace donnée ». Nous avons supprimé les mots « à l'échelle de la population », car nous avons tenu compte de l'ensemble de la population pour chaque critère et ce terme était redondant. Dans cette évaluation, il a été en grande partie impossible d'estimer la proportion de la population touchée par une menace



---

donnée, car le nombre d'individus touchés dépend de l'emplacement et du moment de l'activité par rapport à l'endroit où se trouvent les animaux. Bien que certaines zones d'habitat principal aient été déterminées, il existe peu d'information sur la répartition de la baleine à bec commune dans les zones d'habitat par rapport à la réalisation des menaces au large de l'est du Canada. En évaluant l'étendue de la menace en fonction de la proportion de la population touchée, nous aboutirions à une étendue « inconnue » pour de nombreuses menaces. À titre d'évaluation plus informative, nous avons fourni une estimation qualitative de la proportion de l'habitat de la baleine à bec commune susceptible d'être touchée par une menace donnée. Nous remarquons que le chevauchement géographique d'une menace avec l'habitat de la baleine à bec commune n'est pas une approximation directe de la proportion de la population touchée, parce que nous ne présumons pas que la population sera répartie uniformément dans toutes les zones d'habitat en tout temps. Toutefois, il s'agit du seul critère qui tient compte de l'étendue spatiale des menaces et de leur chevauchement possible avec l'habitat de la baleine à bec commune, un facteur important à prendre en considération pour évaluer le risque potentiel pour une espèce.

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

- Étendue – une très forte proportion (71 à 100 %) de l'habitat de la population est probablement touchée par la menace.
- Vaste – une proportion élevée (31 à 70 %) de l'habitat de la population est probablement touchée par la menace.
- Étroite – une proportion modérée (de 11 à 30 %) de l'habitat de la population est probablement touchée par la menace.
- Limitée – une faible proportion (< 10 %) de l'habitat de la population est probablement touchée par la menace.

## TABLEAU D'ÉVALUATION DES MENACES POUR LA BALEINE À BEC COMMUNE

Tableau 1. Résumé de l'évaluation des menaces pour les baleines à bec communes dans les eaux canadiennes. La présente évaluation des menaces tient compte à la fois de la population de baleines à bec communes du plateau néo-écossais (PN) à l'intérieur des limites de l'unité désignable (UD) définie par le COSEPAC (2011), qui comprend les eaux profondes au large de la Nouvelle-Écosse et du sud de Terre-Neuve (échelle géographique = UDPN), ainsi que de la population de baleines à bec communes englobant l'aire de répartition plus vaste des eaux profondes du plateau néo-écossais à l'Arctique canadien, ce qui comprend la répartition des populations du plateau néo-écossais et du détroit de Davis, de la baie de Baffin et de la mer du Labrador dans l'Atlantique Nord-Ouest (échelle géographique = ANO). Les définitions de chacun des critères d'évaluation des menaces (tirées de MPO 2014) et les méthodes appliquées pour attribuer des valeurs à chacun de ces critères sont fournies dans les sections précédentes. Les chiffres entre parenthèses renvoient à la cote de qualité des données (QD) sur laquelle les évaluations ont été fondées. Le moment de la réalisation correspond à Historique (H), Courante (C) ou Anticipée (A). Le niveau d'impact individuel était le même pour l'UDPN et l'ANO, par définition.

Menace	Échelle géographique	Critères d'évaluation des menaces Probabilité de réalisation	Critères d'évaluation des menaces Niveau d'impact individuel (QD)	Critères d'évaluation des menaces Niveau d'impact sur la population (QD)	Critères d'évaluation des menaces Risque de la menace	Critères d'évaluation des menaces Moment de la réalisation (H, C, A)	Critères d'évaluation des menaces Fréquence de la menace	Critères d'évaluation des menaces Étendue géographique de la menace
<b>Menace 1 : Changements climatiques</b>								
1 : Changements climatiques	UDPN	Connue	Inconnu (5)	Élevé (4)	Élevé (4)	H, C, A	Continue	Considérable
1 : Changements climatiques	ANO	Connue	Inconnu (5)	Moyen (4)	Moyen (4)	H, C, A	Continue	Considérable
<b>Menace 2 : Chasse historique à la baleine</b>								
2 : Chasse à la baleine pratiquée autrefois	UDPN	Connue	Extrême (1)	Extrême (1)	Élevé (1)	H <sup>2</sup>	Sans objet <sup>3</sup>	Considérable
2 : Chasse à la baleine pratiquée autrefois	ANO	Connue	Extrême (1)	Élevé (2)	Élevé (2)	H <sup>2</sup>	Sans objet <sup>3</sup>	Considérable
<b>Menace 3 : Perturbations acoustiques</b>								
3a : Sonar militaire	UDPN	Connue	Extrême (2)	Élevé (3)	Élevé (3)	H, C, A	Récurrente	Inconnue

<sup>2</sup> Les répercussions de la chasse à la baleine se font encore sentir; voir la section sur la justification ci-dessous pour plus de détails.

<sup>3</sup> La chasse à la baleine pourrait devenir un problème si les individus devaient faire l'objet d'une chasse à des fins de subsistance convenable au Canada (il ne s'agit pas d'un problème actuel au Canada, mais cette chasse a cours à l'étranger).

Menace	Échelle géographique	Critères d'évaluation des menaces Probabilité de réalisation	Critères d'évaluation des menaces Niveau d'impact individuel (QD)	Critères d'évaluation des menaces Niveau d'impact sur la population (QD)	Critères d'évaluation des menaces Risque de la menace	Critères d'évaluation des menaces Moment de la réalisation (H, C, A)	Critères d'évaluation des menaces Fréquence de la menace	Critères d'évaluation des menaces Étendue géographique de la menace
3a : Sonar militaire	ANO	Connue	Extrême (2)	Inconnu (5)	Inconnu (5)	H, C, A	Récurrente	Inconnue
3b : Bruit des navires	UDPN	Connue	Faible (3)	Faible (4)	Faible (4)	H, C, A	Continue	Considérable
3b : Bruit des navires	ANO	Connue	Faible (3)	Faible (4)	Faible (4)	H, C, A	Continue	Vaste
3c : Levés réalisés au moyen de canons à air sismiques	UDPN	Connue	Moyen (3)	Inconnu (5)	Inconnu (5)	H, C, A	Récurrente	Considérable
3c : Levés réalisés au moyen de	ANO	Connue	Moyen (3)	Inconnu (5)	Inconnu (5)	H, C, A	Récurrente	Considérable
3d : Opérations de forage	UDPN	Connue	Inconnu (5)	Inconnu (5)	Inconnu (5)	H, C, A	Récurrente	Restreinte
3d : Opérations de forage	ANO	Connue	Inconnu (5)	Inconnu (5)	Inconnu (5)	H, C, A	Récurrente	Restreinte
3e : Échosondeurs	UDPN	Connue	Faible (3)	Inconnu (5)	Inconnu (5)	H, C, A	Récurrente	Restreinte
3e : Échosondeurs	ANO	Connue	Faible (3)	Inconnu (5)	Inconnu (5)	H, C, A	Récurrente	Restreinte
3f : Exposition chronique au bruit	UDPN	Connue	Moyen (3)	Inconnu (5)	Inconnu (5)	H, C, A	Continue	Considérable
3f : Exposition chronique au bruit	ANO	Connue	Moyen (3)	Inconnu (5)	Inconnu (5)	H, C, A	Continue	Considérable
<b>Menace 4 : Interactions avec les pêches</b>								
4a : Empêchement	UDPN	Connue	Élevé (1)	Élevé (1)	Élevé (1)	H, C, A	Continue	Considérable
4a : Empêchement	ANO	Connue	Élevé (1)	Inconnu (5)	Inconnu (5)	H, C, A	Continue	Vaste
4b : Risques de déprédation	UDPN	Probable	Élevé (3)	Inconnu (5)	Inconnu (5)	H, C, A	Récurrente	Inconnue

Menace	Échelle géographique	Critères d'évaluation des menaces Probabilité de réalisation	Critères d'évaluation des menaces Niveau d'impact individuel (QD)	Critères d'évaluation des menaces Niveau d'impact sur la population (QD)	Critères d'évaluation des menaces Risque de la menace	Critères d'évaluation des menaces Moment de la réalisation (H, C, A)	Critères d'évaluation des menaces Fréquence de la menace	Critères d'évaluation des menaces Étendue géographique de la menace
4b : Risques de déprédation	ANO	Connue	Élevé (3)	Inconnu (5)	Inconnu (5)	H, C, A	Récurrente	Limitée
<b>Menace 5 : Collisions avec des navires</b>								
5 : Collisions avec des navires	UDPN	Connue	Élevé (1)	Élevé (1)	Élevé (1)	H, C, A	Continue	Considérable
5 : Collisions avec des navires	ANO	Connue	Élevé (1)	Inconnu (5)	Inconnu (5)	H, C, A	Continue	Considérable
<b>Menace 6 : Pollution et contaminants chimiques</b>								
6a : POP	UDPN	Connue	Moyen (2)	Inconnu (5)	Inconnu (5)	H, C, A	Continue	Vaste
6a : POP	ANO	Connue	Moyen (2)	Inconnu (5)	Inconnu (5)	H, C, A	Continue	Vaste
6b : Métaux toxiques	UDPN	Probable	Moyen (3)	Inconnu (5)	Inconnu (5)	H, C, A	Continue	Vaste
6b : Métaux toxiques	ANO	Probable	Moyen (3)	Inconnu (5)	Inconnu (5)	H, C, A	Continue	Vaste
6c : Matières plastiques	UDPN	Connue	Moyen (2)	Inconnu (5)	Inconnu (5)	H, C, A	Continue	Vaste
6c : Matières plastiques	ANO	Connue	Moyen (2)	Inconnu (5)	Inconnu (5)	H, C, A	Continue	Vaste
6d : Déversements d'hydrocarbures	UDPN	Connue	Élevé (3)	Élevé (3)	Élevé (3)	H, C, A	Récurrente	Étroite
6d : Déversements d'hydrocarbures	ANO	Connue	Élevé (3)	Inconnu (5)	Inconnu (5)	H, C, A	Récurrente	Étroite

---

## JUSTIFICATION DE LA CARACTÉRISATION DE LA MENACE

Les sections suivantes fournissent une justification de l'évaluation associée à chaque menace. Il convient de souligner que le risque de la menace ne nécessite pas de justification, car il est fondé sur l'approche de la matrice du risque décrite dans MPO (2014), qui combine la probabilité de réalisation et le niveau d'impact. De plus, aucune justification n'est fournie pour le moment de la réalisation.

### Menace 1 : Changements climatiques

*Probabilité de réalisation* : **Connue** (UDPN et ANO)

- Les changements climatiques constituent une menace claire, présente et croissante pour les écosystèmes océaniques mondiaux. Le taux de réchauffement des océans a plus que doublé depuis 1993 et l'absorption du dioxyde de carbone par les océans cause une acidification accrue des eaux de surface, une stratification accrue et une perte d'oxygène (GIEC 2019).
- On a observé des décalages biogéographiques pour des organismes marins allant du phytoplancton aux mammifères marins, en réaction au réchauffement des océans et aux changements biogéochimiques (GIEC 2019). Ces décalages ont modifié la composition des communautés et les interactions entre les espèces, influant sur la structure et les fonctions des écosystèmes marins (GIEC 2019).

*Niveau d'impact individuel* : **Inconnu**

- Les effets des changements climatiques sur la baleine à bec commune à l'échelle individuelle sont difficiles à observer ou à prévoir. Contrairement à de nombreuses autres menaces, pour lesquelles on déduit les conséquences à l'échelle de la population à partir des données sur le niveau d'impact individuel, les répercussions des changements climatiques sur la baleine à bec commune deviendront probablement plus apparentes à l'échelle de la population, lorsqu'elles sont examinées sur de plus longues périodes. Les séquences des effets précises demeurent largement inconnues et bon nombre des répercussions potentielles peuvent être indirectes, multidimensionnelles et interreliées avec d'autres menaces existantes ou émergentes.

*Niveau d'impact sur la population* : **Élevé** (UDPN), **Moyen** (ANO)

- On dispose de peu d'information pour évaluer les effets des changements climatiques sur les populations de baleines à bec communes au large de l'est du Canada; cette évaluation est donc fondée sur le jugement d'experts, des évaluations à grande échelle de la vulnérabilité des espèces de cétacés et des groupes d'espèces aux changements climatiques et sur les prévisions actuelles des changements à l'échelle mondiale dans les écosystèmes et les processus océaniques (QD = 4).
- Les évaluations de la vulnérabilité des espèces de mammifères marins aux changements climatiques ont attribué à la baleine à bec commune une vulnérabilité moyennement élevée en fonction de caractéristiques comme l'aire de répartition géographique, la spécificité de l'habitat et des proies, la durée de génération, le taux de reproduction et la taille (Albouy *et al.* 2020).
- On prévoit des décalages vers le nord de l'aire de répartition pour la baleine à bec commune dans l'est de l'Atlantique Nord (Lambert *et al.* 2014), ainsi que pour les espèces de cétacés dans l'hémisphère Nord en général. Dans l'UDPN, la baleine à bec commune

---

peut être particulièrement vulnérable au déplacement des ressources en proies et au réchauffement des températures océaniques, puisqu'elle occupe la partie sud de l'aire de répartition de l'espèce, que sa population est extrêmement petite et qu'elle dépend de zones d'habitat particulières comme la ZPM du Gully. Les décalages vers le nord de la répartition de cette population pourraient modifier considérablement la fréquence, l'étendue et la gravité des autres menaces d'origine anthropique rencontrées.

*Fréquence de la menace* : **Continue** (UDPN et ANO)

- Les changements climatiques constituent une menace actuelle et continue.

*Étendue géographique de la menace* : **Considérable** (UDPN et ANO)

- Les changements climatiques constituent une menace mondiale. Les répercussions et les taux de changement peuvent varier d'une région à l'autre, mais une diminution mondiale de la biomasse des animaux marins et des décalages dans la composition en espèces devraient se produire dans tous les écosystèmes océaniques pendant le XXI<sup>e</sup> siècle (GIEC 2019).

## **Menace 2 : Chasse à la baleine pratiquée autrefois**

*Probabilité de réalisation* : **Connue** (UDPN et ANO)

- La chasse commerciale à la baleine à bec commune a eu lieu au large de la Nouvelle-Écosse, de Terre-Neuve-et-Labrador et dans l'ensemble de l'Atlantique Nord (Holt 1977, Mitchell 1977, Bloch *et al.* 1996).

*Niveau d'impact individuel* : **Extrême**

- La chasse à la baleine consiste à tuer directement des individus et il n'y avait pas de limites de prises saisonnières ni de restrictions concernant l'abattage des femelles ou des baleineaux. Compte tenu des réductions de la taille totale de la population dans l'ensemble de l'Atlantique Nord (Whitehead et Hooker 2012) et du faible taux de reproduction de la baleine à bec commune (Feyrer *et al.* 2020), le rétablissement est limité, en particulier pour l'UDPN, isolée, qui se trouve à la limite de l'aire de répartition sud de l'espèce. Il existe des données importantes sur cette menace (QD = 1).

*Niveau d'impact sur la population* : **Extrême** (UDPN), **Élevé** (ANO)

- Il existe de nombreuses données sur le niveau d'impact de la chasse à la baleine sur la population et la taille de la population du plateau néo-écossais (QD = 1).
- Il existe des données adéquates sur le niveau d'impact de la chasse à la baleine sur la baleine à bec commune dans l'ensemble de l'ANO, fondées sur le niveau d'impact individuel et les connaissances sur la population du plateau néo-écossais, mais on ignore la taille de la population de baleines à bec communes à l'extérieur de l'UDPN (QD = 2).
- Environ 65 000 à 100 000 baleines à bec communes ont été chassées commercialement aux XIX<sup>e</sup> et XX<sup>e</sup> siècles. Entre 1962 et 1971, la chasse commerciale à la baleine a capturé au moins 87 baleines à bec communes du plateau néo-écossais (> 60 % des estimations de la taille de la population actuelle) et plus de 800 du nord du Labrador (Christensen 1977, Mitchell 1977, Whitehead et Hooker 2012). Cependant, les statistiques sur les prises sont sous-estimées en raison des années où il manque des données et des incohérences dans la déclaration des animaux abattus et perdus (Whitehead et Hooker 2012).

- 
- Bien que la chasse à la baleine ait cessé il y a plus de trois générations, le rétablissement de la baleine à bec commune sera influencé par son faible taux de reproduction (Feyrer *et al.* 2020), la résilience de l'espèce aux changements écosystémiques (Pershing et Stammers 2020) et la connectivité entre les sous-populations (Feyrer *et al.* 2019, 2020).
  - À l'extérieur de l'UDPN, il existe peu d'information sur le rétablissement de la baleine à bec commune dans l'ensemble de son aire de répartition au Canada après la fin de la chasse de l'espèce en 1972.
  - Nos connaissances de la structure génétique des populations pour la baleine à bec commune donnent à penser que la population du plateau néo-écossais est distincte, ce qui justifie sa gestion actuelle en tant que sous-population (Feyrer *et al.* 2019). Les estimations les plus récentes obtenues par marquage-recapture indiquent que la taille de la population de baleines à bec communes du plateau néo-écossais est restée petite, mais relativement stable, de 1988 à 2011 (O'Brien et Whitehead 2013).
  - Les petites populations périphériques comme l'UDPN seront sans doute moins résilientes à d'autres réductions de la diversité génétique en raison de la connectivité réduite et du potentiel accru de consanguinité (Feyrer *et al.* 2019).
  - Le déclin sensible de la diversité génétique de la population du plateau néo-écossais coïncide dans le temps avec les effets de la chasse à la baleine (Feyrer *et al.* 2019). Il n'était pas évident chez la baleine à bec commune des régions nordiques; cependant, pour leur étude, Feyrer et ses collaborateurs (2019) se sont fondés sur des échantillons historiques (prélevés pendant les activités de chasse à la baleine), ce qui pourrait fausser les analyses des répercussions subséquentes sur la diversité génétique pour cette population.

*Fréquence de la menace* : **Sans objet**

- La chasse commerciale à la baleine était une menace historique pour la baleine à bec commune, mais elle a pris fin au Canada en 1971. Cependant, la chasse à la baleine pourrait devenir un problème si des individus étaient capturés dans le cadre de chasses de subsistance au Canada ou ailleurs à l'avenir. La baleine à bec commune est encore prélevée à l'occasion dans les îles Féroé, mais seulement de façon opportuniste (p. ex. animaux vivants échoués ou animaux près des côtes) (Bloch *et al.* 1996, Whitehead et Hooker 2012).
- Bien que les activités de chasse à la baleine n'aient plus cours à l'heure actuelle, les activités historiques ont encore des répercussions sur les populations actuelles et leur héritage est permanent en tant que menace du fait des répercussions démographiques découlant des réductions globales de l'aire de répartition de l'espèce et des risques de faible diversité génétique (Feyrer *et al.* 2019).

*Étendue géographique de la menace* : **Considérable** (UDPN et ANO)

- Les baleiniers venus de l'Atlantique Nord-Est ont poursuivi les baleines à bec communes vers l'ouest lorsque les stocks se sont épuisés. Il y a eu des chasses commerciales ciblées et des prises accessoires dans les aires principales de l'habitat de la baleine à bec commune dans l'Atlantique Nord-Ouest, y compris le Gully, le sud des Grands Bancs et le nord du Labrador (Whitehead et Hooker 2012).

---

## Menace 3 : Perturbations acoustiques

### 3a : Sonars militaires

*Probabilité de réalisation* : **Connue** (UDPN et ANO)

- L'exercice d'entraînement à la guerre anti-sous-marine à grande échelle « CUTLASS FURY » a été mené le long du plateau néo-écossais en 2016, 2019 et 2021 et devrait avoir lieu tous les deux ans.
- D'autres exercices militaires sont organisés au large de l'est du Canada dans les zones d'opérations du ministère de la Défense nationale et peuvent comprendre l'utilisation de sonars.

*Niveau d'impact individuel* : **Extrême**

- On a réalisé certaines études expérimentales pour évaluer les réactions comportementales de la baleine à bec commune au sonar et il existe des données importantes sur cette menace pour les espèces apparentées de baleines à bec (QD = 2).
- Des échouements de masse de baleines à bec ont été liés de façon concluante à l'utilisation de sonars militaires, et au moins une baleine à bec commune est morte dans un échouement lié à un sonar (Simmonds et Lopez-Jurado 1991, Bernaldo de Quirós *et al.* 2019).
- Des études expérimentales sur les réactions comportementales menées dans l'Atlantique Nord-Est ont montré que la baleine à bec commune est très sensible au sonar et qu'elle affiche de fortes réactions semblables à celles observées chez les autres espèces de baleines à bec (Miller *et al.* 2015, Wensveen *et al.* 2019).
- Le niveau d'impact individuel des sonars militaires est considéré comme extrême en raison de la possibilité que cette menace entraîne une mortalité de masse.

*Niveau d'impact sur la population* : **Élevé** (UDPN), **inconnu** (ANO)

- Il n'existe pas de données ou d'observations sur le niveau d'impact des sonars militaires sur la population du plateau néo-écossais; cette évaluation est donc fondée sur le niveau d'impact individuel et la connaissance de cette population, avec un certain degré d'incertitude (QD = 3).
- En raison de la petite taille de la population, la mort d'une seule baleine de la population du plateau néo-écossais représente une incidence importante, le prélèvement biologique potentiel (PBP) étant estimé à 0,3 individu par année (MPO 2007a). L'utilisation de sonars militaires est connue dans cette région et on sait qu'elle peut causer des troubles du comportement, des blessures ou la mortalité chez les individus, de sorte que le niveau d'impact potentiel sur la population est considéré comme élevé.
- Il n'est pas possible d'évaluer le niveau d'impact des sonars militaires sur la population de la région plus vaste de l'ANO, car nous n'avons pas d'information sur l'abondance de la baleine à bec commune dans cette région. Nous n'avons pas non plus d'information sur l'étendue possible de l'exposition aux sonars militaires au-delà des activités connues sur le plateau néo-écossais (QD = 5).

*Fréquence de la menace* : **Récurrente** (UDPN et ANO)



- 
- L'exercice CUTLASS FURY a eu lieu en 2016, 2019 et 2021 et devrait se poursuivre environ tous les deux ans, habituellement sur deux semaines en septembre.
  - Nous n'avons pas accès à l'information sur la fréquence des autres activités des sonars militaires qui se déroulent dans la région de l'UDPN ou de l'ANO, mais les avertissements de navigation (AVNAV) publiés par la Garde côtière canadienne (2021) comprennent les avis d'exercices militaires qui se déroulent dans des zones d'opérations désignées, y compris les « opérations sous-marines » et les « opérations de levés sous-marins ». En 2019, il y a eu 44 avis d'exercices militaires dans des zones chevauchant un habitat potentiel de la baleine à bec commune; ces exercices duraient habituellement entre un et cinq jours chacun, pour un total de 54 jours.

*Étendue géographique de la menace* : **Inconnue** (UDPN et ANO)

- Nous n'avons pas accès à l'information sur les emplacements où se déroulent les exercices de sonars militaires dans l'est du Canada; toutefois, les « zones d'opérations sous-marines » du ministère de la Défense nationale au large de la Nouvelle-Écosse et de Terre-Neuve chevauchent l'habitat potentiel de la baleine à bec commune, en particulier dans l'est du plateau néo-écossais, près du chenal Laurentien, et au large du sud des Grands Bancs, au sud de Terre-Neuve (ministère de la Défense nationale 2021).

### **3b : Bruit des navires**

*Probabilité de réalisation* : **Connue** (UDPN et ANO)

- Le trafic maritime se produit dans toute la région et génère un bruit à basse fréquence important. L'intensification du trafic maritime dans les dernières décennies a contribué à une augmentation mondiale du bruit océanique ambiant à basse fréquence (*Erbe et al.* 2019).

*Niveau d'impact individuel* : **Faible**

- Il n'existe pas d'information sur les répercussions du bruit des navires sur la baleine à bec commune en particulier, mais quelques études ont examiné les réactions comportementales d'autres espèces de baleines à bec au bruit des navires. Cette évaluation est fondée sur des données limitées concernant d'autres espèces et comporte un degré d'incertitude (QD = 3).
- Des réactions comportementales directes au bruit des navires ont été observées chez les baleines à bec de Cuvier (*Aguilar Soto et al.* 2006) et de Blainville (*Pirotta et al.* 2012). La modification du comportement de quête de nourriture a entraîné une réduction à court terme de l'efficacité de cette quête.
- Il est peu probable que le bruit des navires cause des blessures ou des décès directs chez la baleine à bec commune, mais il peut provoquer du harcèlement, des perturbations ou un stress accru chez les individus.

*Niveau d'impact sur la population* : **Faible** (UDPN et ANO)

- Aucune information n'est disponible sur le niveau d'impact du bruit des navires sur la baleine à bec commune; cette évaluation est donc fondée sur un jugement d'expert (QD = 4).
- À l'heure actuelle, il est peu probable que le bruit des navires compromette la survie ou le rétablissement de la population, mais une incertitude importante entoure les conséquences de perturbations répétées à l'échelle de la population.

- 
- Cette menace est liée à l'exposition chronique au bruit (menace 3f, abordée ci-après).

*Fréquence de la menace* : **Continue** (UDPN et ANO)

- Le trafic maritime, y compris les bateaux de plaisance et de pêche et la navigation commerciale, est régulièrement présent toute l'année dans les zones profondes du talus qui chevauchent l'aire de répartition de la baleine à bec commune.
- Le bruit des navires se propage sur une zone beaucoup plus large que les routes des navires et il est fort probable que la baleine à bec commune y soit continuellement exposée.

*Étendue géographique de la menace* : **Considérable** (UDPN), **vaste** (ANO)

- Comme il a été mentionné ci-dessus, le trafic maritime est répandu dans tout l'Atlantique Nord-Ouest, et le bruit à basse fréquence peut parcourir de grandes distances sous l'eau. La zone touchée par le bruit des navires s'étend bien au-delà de la route de chaque navire et touche probablement la plupart des zones d'habitat utilisées par les baleines à bec communes.

### **3c : Levés réalisés au moyen de canons à air sismiques**

*Probabilité de réalisation* : **Connue** (UDPN et ANO)

- Depuis les années 1960, des levés ont été réalisés au moyen de canons à air sismiques dans l'ensemble de l'UDPN et de la région plus vaste de l'ANO (Office Canada-Nouvelle-Écosse des hydrocarbures extracôtiers [[OCNEHE](#)], Office Canada-Terre-Neuve-et-Labrador des hydrocarbures extracôtiers [[OCTNLHE](#)]).

*Niveau d'impact individuel* : **Moyen**

- Le bruit généré par les levés réalisés au moyen de canons à air sismiques peut avoir des répercussions sur les cétacés de diverses façons, selon l'examen de Thériault et Moors-Murphy (2015), mais il n'y a pas de données disponibles sur les effets sur la baleine à bec commune en particulier. Cette évaluation est fondée sur des données limitées, concernant principalement d'autres espèces, et un degré élevé d'incertitude demeure (QD = 3).
- Des recherches limitées sur les effets des levés réalisés au moyen de canons à air sismiques sur d'autres espèces d'odontocètes ont démontré des réactions comportementales, notamment l'évitement et l'éloignement à court terme (p. ex. Thompson *et al.* 2013), ce qui laisse entendre que ces levés peuvent perturber les odontocètes même si la majeure partie de l'énergie acoustique est produite à basses fréquences.
- Il existe une observation anecdotique d'un échouement de baleines à bec de Cuvier qui a coïncidé avec l'utilisation de canons à air sismiques à proximité (Gordon *et al.* 2003, Peterson 2003). Les levés réalisés au moyen de canons à air sismiques n'ont pas été liés de façon concluante à des blessures graves ou à la mortalité de baleines à bec, mais si de telles répercussions se produisaient dans une région hauturière, il est fort probable qu'elles ne soient pas observées.
- Le calmar peut être sensible aux canons à air sismiques (p. ex. Guerra *et al.* 2011, Fewtrell et McCauley 2012) et les effets sur les populations locales de calmars ou d'autres espèces proie pourraient se répercuter sur la nourriture disponible pour la baleine à bec commune.

*Niveau d'impact sur la population* : **Inconnu** (UDPN et ANO)

- 
- Il n'y a pas suffisamment d'information disponible pour évaluer le niveau d'impact des levés réalisés au moyen de canons à air comprimé sismiques sur la baleine à bec commune (QD = 5).
  - Comme il a été mentionné ci-dessus, les levés réalisés au moyen de canons à air sismiques peuvent avoir des répercussions sur la nourriture disponible pour la baleine à bec commune, conduisant à une dégradation de l'habitat et à des effets indirects sur la population.
  - Cette menace est liée à l'exposition chronique au bruit (menace 3f, abordée ci-après).

*Fréquence de la menace* : **Récurrente** (UDPN et ANO)

- Des activités extensives de levés réalisés au moyen de canons à air sismiques sont menées au large des côtes du Canada depuis les années 1960. La durée et le moment des levés, passés et actuels, réalisés au moyen de canons à air sismiques varient dans toute la région.
- Les plus récents levés réalisés au moyen de canons à air sismiques au large de la Nouvelle-Écosse remontent à 2013, lorsque Shell Canada Limitée a effectué un levé sismique tridimensionnel à grand azimuth couvrant plus de 10 000 km<sup>2</sup> dans le cadre de son Projet de forage exploratoire dans le bassin Shelburne, et à 2014, lorsque BP Canada a effectué un levé semblable au moyen de canons à air sismiques sur une superficie d'environ 7 700 km<sup>2</sup> pour son Projet de forage exploratoire dans le bassin Scotian (OCNEHE).
- L'industrie des hydrocarbures extracôtiers est active au large de Terre-Neuve-et-Labrador et des levés réalisés au moyen de canons à air sismiques sont en cours, y compris dans les zones au large du sud de Terre-Neuve qui chevauchent l'UDPN (OCTNLHE).

*Étendue géographique de la menace* : **Considérable** (UDPN et ANO)

- Les levés réalisés au moyen de canons à air sismiques au large de l'est du Canada chevauchent largement l'habitat de la baleine à bec commune (OCNEHE, OCTNLHE).
- Le bruit à basse fréquence se propage efficacement en eaux profondes, et des impulsions produites par les canons à air sismiques ont été enregistrées jusqu'à 3 000 km de la source (Nieukirk *et al.* 2004). Le bruit des levés réalisés au moyen de canons à air sismiques dans les eaux profondes au large de l'est du Canada touche donc probablement la plupart des zones d'habitat utilisées par la baleine à bec commune.

### **3d : Opérations de forage**

*Probabilité de réalisation* : **Connue** (UDPN et ANO)

- La production de pétrole et de gaz naturel extracôtiers a lieu au large de l'est du Canada depuis plus de 25 ans et demeure une industrie active dans cette région.

*Niveau d'impact individuel* : **Inconnu**

- Il n'y a pas d'information disponible pour évaluer les répercussions du bruit des opérations de forage sur la baleine à bec commune (QD = 5) et il n'existe aucune donnée sur les effets de cette source de bruit sur d'autres cétacés.

*Niveau d'impact sur la population* : **Inconnu** (UDPN et ANO)

- 
- Il n'y a pas d'information disponible pour évaluer le niveau d'impact sur la population du bruit causé par les activités de forage sur la baleine à bec commune (QD = 5).
  - Lorsque des activités de forage sont menées à répétition dans l'habitat de la baleine à bec commune, cette menace peut être liée à une exposition chronique au bruit (menace 3f, décrite ci-après).

*Fréquence de la menace* : **Récurrente** (UDPN et ANO)

- Depuis 1967, plus de 200 puits ont été forés au large de la Nouvelle-Écosse à des fins d'exploration, de délimitation et d'exploitation. La production pétrolière active a commencé près de l'île de Sable en 1992 et les projets de production se sont poursuivis dans cette région jusqu'en 2018. Toutes les installations de production actives au large de la Nouvelle-Écosse étaient hors service en 2020 (OCNEHE).
- Les activités de forage récentes dans les eaux profondes au large de la Nouvelle-Écosse comprennent deux puits d'exploration forés par le Projet de forage exploratoire dans le bassin Shelburne de Shell Canada en 2016 et un puits d'exploration foré par BP pour son Projet de forage exploratoire dans le bassin Scotian en 2018. Par la suite, ils ont tous été bouchés et abandonnés (OCNEHE).
- Au large de Terre-Neuve-et-Labrador, la production active de pétrole a commencé en 1998 et s'est développée au cours des décennies suivantes, avec quatre installations de production actives actuellement et de nombreux puits d'exploration et de délimitation forés dans toute la région (OCTNLHE). Des activités de forage sont en cours dans de nombreuses zones.

*Étendue géographique de la menace* : **Limitée** (UDPN et ANO)

- Au large de la Nouvelle-Écosse, les activités de forage ont été concentrées dans les eaux du plateau autour de l'île de Sable, à l'ouest de la ZPM du Gully. Moins de puits ont été forés en eaux profondes au-delà du rebord du plateau, et la plupart d'entre eux, y compris les opérations de forage exploratoire récentes de Shell en 2016 et de BP en 2018, étaient situés au large de l'ouest du plateau néo-écossais et non à proximité des zones d'habitat essentiel désignées pour la baleine à bec commune (OCNEHE).
- De même, une grande partie des activités d'exploitation pétrolière et gazière au large de Terre-Neuve-et-Labrador sont menées dans des eaux moins profondes sur le plateau continental et sur les Grands Bancs, mais les activités de forage se déroulent également dans les eaux profondes, particulièrement près de l'Éperon de Sackville, où des regroupements de baleines à bec communes ont été observés récemment (OCTNLHE).
- Les études de caractérisation des sources sonores indiquent que le bruit des activités de forage est relativement localisé (MacDonnell 2017, Martin *et al.* 2019) et que les activités de forage actuelles n'ont probablement pas de répercussion sur une grande proportion de l'habitat de la baleine à bec commune dans la région de l'UDPN ou dans l'ANO en général. Cette évaluation pourrait changer à l'avenir selon l'emplacement des activités de forage par rapport à l'habitat de la baleine à bec commune.

### 3e : Échosondeurs

*Probabilité de réalisation* : **Connue** (UDPN et ANO)

- Les technologies d'échosondeur acoustique actif sont couramment utilisées pour la navigation, l'hydrographie, la cartographie des fonds marins, les applications halieutiques et

---

la recherche océanographique. On sait que ces activités ont lieu dans l'UDPN et dans la région plus vaste de l'ANO.

*Niveau d'impact individuel* : **Faible**

- Il n'y a pas d'information disponible sur les effets potentiels des échosondeurs sur la baleine à bec commune en particulier. Cette évaluation est fondée sur les données limitées disponibles pour d'autres espèces de baleines à bec (QD = 3).
- Il est peu probable que les échosondeurs causent des lésions auditives directes chez la baleine à bec commune en raison des niveaux de source relativement faibles (comparativement aux sonars militaires ou aux canons à air sismiques), de la courte durée des impulsions émises et de la directivité angulaire élevée de ces systèmes, qui limite la surface totale d'insonification (Lurton et DeRuiter 2011).
- Il existe quelques preuves de réactions comportementales aux échosondeurs chez les baleines à bec et d'autres odontocètes, notamment une modification du comportement de recherche de nourriture (p. ex. Cholewiak *et al.* 2017).

*Niveau d'impact sur la population* : **Inconnu** (UDPN et ANO)

- L'information disponible n'est pas suffisante pour que nous puissions évaluer le niveau d'impact sur la population des échosondeurs pour la baleine à bec commune.
- Les perturbations répétées ou prolongées, en particulier celles qui ont une incidence sur le comportement de recherche de nourriture, peuvent avoir des conséquences à plus long terme à l'échelle de la population (p. ex. New *et al.* 2013); c'est pourquoi nous ne considérons pas cette menace comme négligeable et d'autres recherches sont nécessaires.

*Fréquence de la menace* : **Récurrente** (UDPN et ANO)

- Les échosondeurs sont habituellement utilisés à bord des navires, qui peuvent traverser l'habitat de la baleine à bec commune ou y passer du temps. En raison de la nature transitoire de ces sources, il est peu probable que la menace soit présente de façon continue dans l'habitat de la baleine à bec commune.

*Étendue géographique de la menace* : **Limitée** (UDPN et ANO)

- La zone touchée par les échosondeurs est limitée, et les répercussions ne sont généralement que de l'ordre de quelques kilomètres de la source (Lurton et DeRuiter 2011). Il est peu probable que la menace ait des effets sur plus de 10 % de l'habitat de la baleine à bec commune dans la région de l'UDPN ou de l'ANO.

### **3f : Exposition chronique au bruit**

*Probabilité de réalisation* : **Connue** (UDPN et ANO)

- Comme nous l'avons indiqué précédemment, la baleine à bec commune est exposée à diverses sources de bruit anthropique dans toute son aire de répartition.

*Niveau d'impact individuel* : **Moyen**

- Il y a peu d'information disponible pour évaluer le niveau d'impact de l'exposition chronique au bruit sur la baleine à bec commune ou les autres baleines à bec; l'évaluation est donc fondée sur des données limitées, y compris des données concernant d'autres espèces (QD

---

= 3). Nous pensons que cette menace a un impact moyen sur les individus, mais cette évaluation est extrêmement incertaine.

- Selon des recherches menées sur d'autres organismes marins et terrestres, l'exposition chronique au bruit pourrait accroître le stress physiologique et avoir des conséquences à long terme sur la santé et la valeur adaptative.

*Niveau d'impact sur la population* : **Inconnu** (UDPN et ANO)

- L'information n'est pas suffisante pour permettre d'évaluer le niveau d'impact sur la population de l'exposition chronique au bruit pour la baleine à bec commune, car on comprend mal les répercussions sur la santé individuelle et les conséquences potentielles à l'échelle de la population.

*Fréquence de la menace* : **Continue** (UDPN et ANO)

- La menace de l'exposition chronique au bruit est, par définition, continue, puisqu'elle fait référence aux répercussions subies au fil du temps en raison d'une exposition récurrente, prolongée ou continue à de multiples sources de bruit anthropique.
- Parmi les sources de bruit décrites dans la présente évaluation, le bruit des navires est caractérisé comme étant continu, alors que la plupart des autres sources sont récurrentes. L'exposition récurrente au bruit peut être prolongée, comme dans le cas de l'activité de levé au moyen de canons à air sismiques, qui dure des mois à la fois.

*Étendue géographique de la menace* : **Considérable** (UDPN et ANO)

- L'étendue géographique du bruit des navires et du bruit provenant des levés réalisés au moyen de canons à air sismiques est considérée comme étant considérable dans les régions de l'UDPN et de l'ANO; de plus, dans toute son aire de répartition, la baleine à bec commune est exposée à diverses autres sources de bruit anthropique qui se chevauchent dans l'espace et le temps.

## **Menace 4 : Interactions avec les pêches**

### **4a : Empêchement**

*Probabilité de réalisation* : **Connue** (UDPN et ANO)

- On a signalé des baleines à bec communes empêchées au large de la Nouvelle-Écosse et de Terre-Neuve-et-Labrador (Harris *et al.* 2013, Feyrer *et al.* 2021), et des cicatrices d'empêchement ont été observées sur des individus du plateau néo-écossais (Feyrer *et al.* 2021).

*Niveau d'impact individuel* : **Élevé**

- Il existe d'importantes données empiriques, y compris des observations directes d'empêchements et de cicatrices d'empêchement, qui indiquent que les empêchements ont entraîné des blessures et la mortalité de la baleine à bec commune au large de l'est du Canada (QD = 1).
- Des décès et des blessures multiples attribuables à des empêchements ont été documentés pour la baleine à bec commune au large de la Nouvelle-Écosse et de Terre-Neuve-et-Labrador (Harris *et al.* 2013, Feyrer *et al.* 2021), ce qui prouve que ces interactions se produisent et que des individus ont été touchés par cette menace (voir le tableau A1).

- 
- De telles mortalités sont probablement sous-déclarées en raison de l'éloignement de la région hauturière habitée par l'espèce et du manque d'efforts d'observation dans ces zones.

*Niveau d'impact sur la population* : **Élevé** (UDPN), **inconnu** (ANO)

- D'importantes données empiriques confirment que des empêtements de baleines à bec communes se sont produits à l'intérieur de l'UDPN à un taux qui a fort probablement des répercussions à l'échelle de la population (QD = 1).
- Plusieurs mortalités de baleines à bec communes ont été liées de façon concluante à des empêtements dans l'UDPN. Selon les taux annuels d'empêtement, il existe des preuves que plus d'un individu de la population du plateau néo-écossais a été touché chaque année (Feyrer *et al.* 2021). Compte tenu du taux d'interactions et de mortalités non observées, il est probable que des empêtements mortels se produisent à un taux qui dépasse le prélèvement biologique potentiel (PBP) (estimé à 0,3 individu par année; MPO 2007a).
- En plus de la mortalité, les empêtements peuvent causer des blessures non mortelles aux cétacés et avoir ainsi des conséquences à long terme pour les individus, comme une réduction de la santé, de la valeur adaptative et du succès de la reproduction; ces conséquences pourraient à leur tour entraîner des répercussions à l'échelle de la population, comme une réduction des taux de croissance de la population (Dolman et Brakes 2018).
- Des empêtements ont également été signalés dans les eaux plus septentrionales (Harris *et al.* 2013), mais il n'est pas possible d'évaluer le niveau d'impact des empêtements sur la population de la zone plus vaste de l'ANO, car nous n'avons pas d'information sur la taille de la population ni sur le PBP pour la population du DDBBML (QD = 5).

*Fréquence de la menace* : **Continue** (UDPN et ANO)

- Les pêches qui chevauchent l'habitat de la baleine à bec commune dans l'UDPN sont la pêche à la palangre de fond et à la palangre pélagique, les chaluts de fond et les chaluts pélagiques, ainsi que d'autres pêches utilisant des engins dans lesquels on sait que la baleine à bec commune et d'autres baleines se sont déjà empêtrées (MPO 2005, Butler *et al.* 2019, Rozalska et Coffen-Smout 2020).
- Différentes pêches sont pratiquées tout au long de l'année, bien que l'effort dans une pêche et une zone données varie souvent avec la saison (Butler *et al.* 2019, Rozalska et Coffen-Smout 2020). Par exemple, le poisson de fond est pêché toute l'année au large de la Nouvelle-Écosse, mais l'activité de pêche est davantage répandue et les prises sont plus élevées entre juillet et septembre (Rozalska et Coffen-Smout 2020). La pêche à la palangre des grandes espèces pélagiques (espadon, thon, makaire et requins) chevauche largement l'UDPN et est principalement pratiquée d'avril à décembre (Rozalska et Coffen-Smout 2020).
- On observe des tendances temporelles semblables dans les efforts de pêche entrepris dans l'ensemble de l'ANO.

*Étendue géographique de la menace* : **Considérable** (UDPN), **vaste** (ANO)

- Comme nous l'avons décrit ci-dessus, un certain nombre de pêches différentes sont pratiquées dans les eaux de la Nouvelle-Écosse et certains efforts sont déployés dans les zones d'eaux profondes du talus néo-écossais (MPO 2005, Butler *et al.* 2019, Rozalska et Coffen-Smout 2020), y compris dans l'habitat important et essentiel désigné de la population de baleines à bec communes du plateau néo-écossais et autour de cet habitat.

---

Bien que les activités de pêche soient interdites dans la zone 1 de la ZPM du Gully (qui fait partie de l'habitat essentiel de la baleine à bec commune), la pêche a encore lieu dans d'autres zones du Gully. Ces efforts de pêche chevauchent la plupart des autres habitats de la baleine à bec commune dans l'UDPN.

- Certaines cartes de l'effort de pêche présentées dans Rozalska et Coffen-Smout (2020) montrent également que des efforts sont entrepris dans les eaux profondes au large de Terre-Neuve-et-Labrador qui chevauchent la répartition de la baleine à bec commune dans la zone plus vaste de l'ANO (p. ex. la pêche du flétan à la palangre de fond, du sébaste au chalut à panneaux). Le document MPO (2007b) fournit des cartes de l'effort de pêche qui font apparaître le chevauchement avec l'habitat de la baleine à bec commune au large de l'est de Terre-Neuve. Les efforts de pêche en eaux profondes qui chevauchent l'habitat de la baleine à bec commune dans la zone plus vaste de l'ANO sont également visibles sur d'autres cartes de l'effort de pêche<sup>4</sup>. Ces cartes révèlent la pratique généralisée d'activités de pêche dans de grandes zones de l'ANO, bien que le chevauchement avec l'habitat de la baleine à bec commune dans cette zone plus vaste ne semble pas aussi important que le chevauchement dans l'UDPN, plus petite.

#### **4b : Risques de déprédation**

*Probabilité de réalisation* : **Probable** (UDPN), **connue** (ANO)

- Des baleines à bec communes ont été observées suivant des chaluts pour se nourrir pendant que les engins étaient remontés au large de la Nouvelle-Écosse (Fertl et Leatherwood 1997).
- Il y a un certain nombre de rapports de déprédation de la baleine à bec commune, y compris des baleines qui sont nourries à la main par des pêcheurs et associées aux pêches au chalut et à la palangre à Terre-Neuve, au Labrador et dans la baie de Baffin (Oyarbide Cuervas-Mons 2008, COSEPAC 2011, Harris *et al.* 2013, Johnson *et al.* 2020).

*Niveau d'impact individuel* : **Élevé** (UDPN et ANO)

- À la suite d'un comportement de déprédation, le risque de blessures, de dommages et de mortalité résultant d'empêtements, de l'ingestion d'hameçons ou d'autres engins, de collisions avec des navires et de représailles par les pêcheurs augmente pour la baleine à bec commune. Cependant, les preuves montrant que la déprédation a directement entraîné ces effets négatifs ou d'autres reposent sur des données limitées (QD = 3).
- Étant donné que la baleine à bec commune est une espèce sociale qui a des associations vagues à court terme (Gowans *et al.* 2001), le nombre d'individus qui adoptent un comportement de déprédation devrait augmenter avec les tendances démographiques à la hausse en raison des avantages énergétiques positifs de la déprédation et de l'apprentissage social.

*Niveau d'impact sur la population* : **Inconnu** (UDPN et ANO)

- L'information n'est pas suffisante pour que nous puissions évaluer le niveau d'impact sur la population de la déprédation pour la baleine à bec commune, car il n'y a pas d'information

---

<sup>4</sup> Voir la figure 2 de [Poissons de fond dans la région de Terre-Neuve-et-Labrador, sous-division 2 et divisions 3KLMNO de l'OPANO](#). [Consulté le 12 février 2021]



---

sur la proportion de mortalités ou de blessures de baleines à bec communes qui peut être attribuée aux risques associés au comportement de déprédation (QD = 5).

*Fréquence de la menace* : **Récurrente** (UDPN et ANO)

- La déprédation se produira probablement de façon saisonnière, avec l'augmentation de la pêche au chalut et à la palangre.

*Étendue géographique de la menace* : **Inconnue** (UDPN), **limitée** (ANO)

- Le comportement de déprédation est associé à certaines pêches (chalut et palangre) dans les eaux plus septentrionales, et semble donc plus limité géographiquement pour l'ANO que la menace plus vaste d'empêchement. On connaît moins la portée géographique du comportement de déprédation dans l'UDPN.

## **Menace 5 : Collisions avec des navires**

*Probabilité de réalisation* : **Connue** (UDPN et ANO)

- Des cicatrices attribuées à des collisions avec une hélice de navire ont été documentées sur des baleines à bec communes du plateau néo-écossais (Feyrer *et al.* 2021).

*Niveau d'impact individuel* : **Élevé**

- D'importantes données empiriques confirment que les collisions avec des navires peuvent causer la mortalité de baleines à bec et que des baleines à bec communes ont été blessées à la suite de collisions avec des navires au large de l'est du Canada (QD = 1).
- Les collisions avec des navires entraînent souvent la mort de cétacés en raison des blessures causées par des forces vives et contondantes; les collisions moins graves peuvent provoquer des blessures non létales entraînant des conséquences à long terme pour les individus, comme une réduction de la santé, de la valeur adaptative et du succès de la reproduction, et pouvant avoir des répercussions à l'échelle de la population, comme la réduction des taux de croissance de la population (Schoeman *et al.* 2020).
- Des mortalités de baleines à bec causées par des collisions avec des navires ont été documentées (p. ex Deaville *et al.* 2018, Díaz-Delgado *et al.* 2018).
- Des cicatrices modérées et graves causées par l'hélice d'un navire, y compris des mutilations et des amputations de la nageoire dorsale, ont été décrites dans l'UDPN (Feyrer *et al.* 2021), prouvant que ces interactions se produisent et que des individus ont été touchés par cette menace.
- Bien qu'aucune mortalité connue de baleine à bec commune n'ait été liée de façon concluante à une collision avec un navire dans l'est du Canada ou ailleurs, de telles mortalités sont probablement sous-déclarées en raison de l'éloignement de la région hauturière habitée par l'espèce et du manque d'efforts d'observation dans ces zones.

*Niveau d'impact sur la population* : **Élevé** (UDPN), **inconnu** (ANO)

- Il existe d'importantes données empiriques montrant que des collisions non mortelles de baleines à bec communes avec des navires ont eu lieu dans l'UDPN, à un taux qui a probablement des répercussions à l'échelle de la population du plateau néo-écossais (QD = 1).

- 
- Bien qu'aucune mortalité connue de baleine à bec commune n'ait été liée de façon concluante à une collision avec un navire dans l'UDPN, de telles mortalités sont probablement sous-déclarées. Des cicatrices modérées et graves causées par l'hélice d'un navire ont été documentées dans la population du plateau néo-écossais à des taux annuels stables au cours des 30 dernières années (de 1988 à 2019), prouvant que ces interactions se produisent dans l'UDPN (Feyrer *et al.* 2021). En raison de la petite taille de la population, la mort d'une seule baleine de la population du plateau néo-écossais représente une incidence importante, le prélèvement biologique potentiel (PBP) étant estimé à 0,3 individu par année (MPO 2007a).
  - Il n'est pas possible d'évaluer le niveau d'impact des collisions avec des navires sur la population générale de la zone plus vaste de l'ANO, car nous n'avons pas d'information sur la taille de la population ni sur le PBP pour la population du DDBBML (QD = 5).

*Fréquence de la menace* : **Continue** (UDPN et ANO)

- Des navires, qui comprennent les bateaux de plaisance et de pêche et la navigation commerciale, sont régulièrement présents tout au long de l'année dans les zones profondes du talus qui chevauchent la répartition de la baleine à bec commune.
- Une analyse des données du système d'identification automatique (SIA) de 2018 et de 2019 a montré que des navires commerciaux étaient présents dans la ZPM du Gully, qui comprend l'habitat essentiel principal de la baleine à bec commune du plateau néo-écossais, au moins 30 % des jours d'une année, et tous les mois de l'année (McConney *et al.* 2023). Ce rapport indiquait également la présence régulière de bateaux de pêche dans la ZPM.
- De nombreuses routes principales du trafic maritime traversent ou suivent le talus néo-écossais, en particulier en direction ou en provenance des principaux ports (Halifax et Port Hawkesbury) ou du golfe du Saint-Laurent, et les cartes de la navigation commerciale montrent les passages réguliers des navires commerciaux qui empruntent les eaux profondes au large de la Nouvelle-Écosse (MPO 2005). De même, comme nous l'avons décrit ci-dessus, des bateaux de pêche sont également régulièrement présents dans ces zones d'eaux profondes tout au long de l'année, bien que les différentes pêches puissent être saisonnières (MPO 2005).
- La navigation commerciale et les bateaux de pêche sont présents toute l'année dans les eaux profondes au large de Terre-Neuve, du Labrador et dans les eaux plus septentrionales.
- De plus, Feyrer et ses collaborateurs (2021) montrent qu'entre 1988 et 2019, des cicatrices d'hélice de navire sont apparues sur des baleines à bec communes dans l'UDPN chaque année à un taux constant, ce qui confirme qu'il s'agit d'une menace récurrente.

*Étendue géographique de la menace* : **Considérable** (UDPN et ANO)

- Comme il est indiqué ci-dessus, des navires sont présents dans toutes les zones au large de l'est du Canada, y compris dans les zones profondes du talus, dans toute la zone de répartition de la baleine à bec commune. Les transits de navires et d'autres activités menées à partir de navires sont courants dans des zones considérées comme des habitats de la baleine à bec commune (eaux du talus de plus de 500 m de profondeur), malgré la zone de ralentissement volontaire mise en place dans la ZPM du Gully. En raison de la présence généralisée de navires de tous types dans l'ensemble de l'UDPN et de l'ANO, on considère que cette menace a une étendue géographique considérable.

---

## Menace 6 : Pollution et contaminants chimiques

### 6a : POP

*Probabilité de réalisation* : **Connue** (UDPN et ANO)

- Les POP sont présents en concentrations variables dans l'Atlantique Nord, y compris dans l'habitat en eaux profondes de la baleine à bec commune (Sun *et al.* 2016).

*Niveau d'impact individuel* : **Moyen**

- Il existe des données adéquates sur les effets des POP sur d'autres espèces de cétacés et deux études sur les concentrations chez la baleine à bec commune pour étayer l'évaluation du niveau d'impact individuel (QD = 2).
- Des études sur la baleine à bec commune ont révélé que les concentrations des BPC approchaient du seuil de toxicité inférieur pour les effets nocifs sur la santé chez quelques individus, mais sans le dépasser pour l'instant (Desforges *et al.* 2021).
- On a constaté que la concentration moyenne chez la baleine à bec commune était supérieure au seuil de toxicité moléculaire, donnant à penser que les BPC pourraient influencer les réactions physiologiques aux niveaux moléculaire et cellulaire (Desforges *et al.* 2021).

*Niveau d'impact sur la population* : **Inconnu** (UDPN et ANO)

- La taille des échantillons est insuffisante dans les études sur les concentrations de POP chez la baleine à bec commune pour que l'on puisse distinguer si les différences de concentrations dans le temps ou entre les individus sont représentatives de la région ou de la population (QD = 5).
- Bien que des études indiquent que des baleines à bec communes ont été exposées aux BPC et au DDT, les concentrations mesurées ont des effets incertains sur la santé et les conséquences à l'échelle de la population sont inconnues (Desforges *et al.* 2021).

*Fréquence de la menace* : **Continue** (UDPN et ANO)

- Les POP sont continuellement présents dans le milieu marin. Des rejets périodiques provenant de sites de brûlage et de déchets peuvent se produire, mais la plupart des sources sont terrestres, atmosphériques ou historiques. Cependant, la production de nombreux POP a cessé après des interdictions volontaires il y a plus de 30 ans (Sun *et al.* 2016).

*Étendue géographique de la menace* : **Vaste** (UDPN et ANO)

- Les POP sont largement répandus dans le milieu marin à différentes concentrations selon les conditions océanographiques et climatiques et la proximité des sources ponctuelles (Macdonald *et al.* 2003).
- Malgré un certain degré d'exposition chez la baleine à bec commune dans l'ANO, on pense que l'augmentation des concentrations de POP dans l'UDPN correspond aux différences entre la proximité des zones d'habitat et les plus grandes sources terrestres (Desforges *et al.* 2021).

---

## 6b : Métaux toxiques

*Probabilité de réalisation* : **Probable** (UDPN et ANO)

- Les concentrations de métaux toxiques varient dans l'Atlantique Nord. Les concentrations de mercure ont augmenté dans tous les bassins océaniques, y compris dans l'habitat en eaux profondes de la baleine à bec commune (Bruland et Franks 1983, Lamborg *et al.* 2014).
- Les métaux toxiques sont associés aux activités industrielles et aux produits pétroliers. Étant donné que les activités pétrolières et gazières extracôtières se déroulent dans l'habitat de la baleine à bec commune dans tout l'ANO, cette menace est probable (Ansari *et al.* 2004, Gall *et al.* 2015).

*Niveau d'impact individuel* : **Moyen**

- Il existe peu de données sur les effets des métaux toxiques sur d'autres espèces de cétacés, mais aucune étude sur les concentrations ou les effets sur la baleine à bec commune, ce qui limite les preuves à l'appui d'une évaluation des répercussions (QD = 3).
- Les études consacrées à d'autres espèces de cétacés indiquent une gamme d'incertitude entourant les effets des métaux toxiques, pouvant résulter des données limitées, de la biologie des espèces ou des conditions propres à l'étude (Ansari *et al.* 2004, Frouin *et al.* 2012).
- Cependant, pour certains métaux bien étudiés (comme le mercure), des niveaux de toxicité ont été établis et sont liés à des effets nocifs sur la santé des individus (Frouin *et al.* 2012).

*Niveau d'impact sur la population* : **Inconnu** (UDPN et ANO)

- Il n'existe pas de données sur les concentrations de métaux toxiques chez la baleine à bec commune pour évaluer le niveau d'impact sur la population (QD = 5).

*Fréquence de la menace* : **Continue** (UDPN et ANO)

- Des métaux toxiques sont continuellement présents à un certain niveau dans le milieu marin. Des rejets périodiques peuvent se produire, comme lors d'un déversement, mais la plupart des sources sont probablement continuellement rejetées dans le cadre de procédés industriels (Ansari *et al.* 2004).

*Étendue géographique de la menace* : **Vaste** (UDPN et ANO)

- Les métaux toxiques sont largement répandus dans le milieu marin, à des concentrations différentes selon la source (Ansari *et al.* 2004).
- Bien que la baleine à bec commune puisse être soumise à un certain niveau d'exposition par les industries hauturières dans tout l'ANO, l'habitat est généralement loin des grandes sources industrielles terrestres (Bruland et Franks 1983).

## 6c : Matières plastiques

*Probabilité de réalisation* : **Connue** (UDPN et ANO)

- Les débris de plastique sont présents à des concentrations et à des tailles de particules variables dans l'Atlantique Nord, y compris dans l'habitat en eaux profondes de la baleine à bec commune (Dufault et Whitehead 1994, Lusher *et al.* 2018, Rochman 2018).

---

*Niveau d'impact individuel* : **Moyen**

- Il existe des données adéquates sur les effets des plastiques sur d'autres espèces de baleines à bec et de cétacés, et des enregistrements inédits de plastiques ingérés par des baleines à bec communes pour étayer l'évaluation du niveau d'impact individuel (QD = 2).
- Bien qu'il n'existe actuellement aucune étude sur les répercussions des plastiques sur la baleine à bec commune, les effets nocifs sur la santé de l'ingestion de plastique observés chez d'autres espèces de cétacés indiquent que les effets comprennent des carences nutritionnelles et des blocages physiques et peuvent, au bout du compte, mener à la famine (Jacobsen *et al.* 2010) Les microplastiques ingérés peuvent accroître l'exposition à d'autres contaminants associés et causer des carences nutritionnelles (Lusher *et al.* 2018).

*Niveau d'impact sur la population* : **Inconnu** (UDPN et ANO)

- Il n'y a pas suffisamment de données ou d'études sur la présence ou les concentrations de plastiques chez la baleine à bec commune pour permettre d'évaluer le niveau d'impact sur la population (QD = 5).
- Bien que des rapports inédits mentionnent que des baleines à bec communes ont ingéré des matières plastiques, les répercussions et les conséquences plus générales à l'échelle de la population ou de la région sont inconnues.

*Fréquence de la menace* : **Continue** (UDPN et ANO)

- On croit maintenant que les plastiques, sous une forme ou une taille de particule ou une autre, sont présents presque continuellement dans le milieu marin (Rochman 2018).

*Étendue géographique de la menace* : **Vaste** (UDPN et ANO)

- Les plastiques sont largement répandus dans le milieu marin à des concentrations différentes selon leur taille et leur source (Rochman 2018).
- Bien que dans tout l'ANO, la baleine à bec commune puisse être soumise à un certain degré d'exposition dérivant des sources terrestres à proximité, les plastiques présents dans son habitat au large des côtes peuvent également provenir de sources océaniques, notamment la navigation commerciale, les activités de pêche et les modèles de circulation à grande distance (Galvani *et al.* 2015).

## **6d : Déversements d'hydrocarbures**

*Probabilité de réalisation* : **Connue** (UDPN et ANO)

- De petits déversements d'hydrocarbures se produisent régulièrement dans tout l'Atlantique Nord, y compris autour de l'habitat en eaux profondes de la baleine à bec commune (OCNEHE, Allard *et al.* 2015).

*Niveau d'impact individuel* : **Élevé**

- Il existe des données adéquates sur les effets des déversements importants d'hydrocarbures sur d'autres espèces de cétacés, mais peu d'études sur les répercussions des petits déversements plus fréquents. Bien qu'il soit peu probable que les réactions biologiques diffèrent pour les baleines à bec ou la baleine à bec commune, l'information est limitée sur les répercussions des déversements, petits ou grands, sur les baleines à bec (QD = 3).

- 
- Le pétrole et ses composants sont toxiques, et les effets des grands déversements sur les cétacés ont été documentés comme entraînant la mort, ayant des effets sur la reproduction et d'autres effets à long terme sur la santé, y compris une augmentation des maladies pulmonaires et d'autres problèmes de santé (Murawski *et al.* 2021). Les répercussions des petits déversements sur les individus varieront selon l'emplacement, la taille, la fréquence, les conditions environnementales et la composition des produits pétroliers déversés.

*Niveau d'impact sur la population* : **Élevé** (UDPN), **inconnu** (ANO)

- Pour l'UDPN, cette évaluation est fondée sur le niveau d'impact individuel des grands déversements et sur la connaissance de la population du plateau néo-écossais, avec de l'incertitude étant donné le nombre inconnu de petits déversements pouvant se produire dans l'habitat de la baleine à bec commune (QD = 3).
- Les déversements importants peuvent entraîner plusieurs mortalités et des effets à long terme sur la santé, et les petits peuvent accroître l'exposition continue aux métaux toxiques et à d'autres contaminants, augmentant ainsi les effets nocifs sur la santé (Ansari *et al.* 2004, Hooker *et al.* 2008, Murawski *et al.* 2021). Étant donné que le PBP est de 0,3 pour l'UDPN, nous avons évalué la menace du niveau d'impact sur la population comme étant élevée.
- Malgré les risques de mortalité, il n'est pas possible d'évaluer le niveau d'impact des déversements d'hydrocarbures sur la population de la zone plus vaste de l'ANO, car nous n'avons pas d'information sur la taille de la population ou le PBP pour la population du DDBML (QD = 5).

*Fréquence de la menace* : **Récurrente** (UDPN et ANO)

- Les navires déversent régulièrement de petites quantités d'hydrocarbures, pendant les échanges d'eau de ballast, tout comme les activités de l'industrie pétrolière et gazière (OCNEHE, Allard *et al.* 2015). Les déversements importants ont diminué à l'échelle mondiale au cours de la dernière décennie; cependant, les risques sont accrus dans les zones proches des routes de circulation des pétroliers, des ports et des opérations de forage en mer (ITOPF 2021). Il y a deux grands ports pour pétroliers dans la région des Maritimes : Saint John et la baie de Fundy (Nouveau-Brunswick) et Port Hawkesbury-détroit de Canso (Nouvelle-Écosse).

*Étendue géographique de la menace* : **Étroite** (UDPN et ANO)

- L'étendue et le devenir du pétrole déversé dans le milieu marin dépendent de nombreux facteurs, y compris le volume, le type et la source du produit pétrolier, les conditions météorologiques et les stratégies d'intervention en cas de déversement (Zhang *et al.* 2019). Bien que des concentrations différentes puissent être présentes à différentes distances de la même source, l'étendue d'un déversement ne touchera probablement qu'une faible proportion de l'habitat de la baleine à bec commune dans l'ANO.

## DISCUSSION

### PROCESSUS D'ÉVALUATION DES MENACES

Cette évaluation des menaces visait à évaluer les différentes menaces pesant sur la baleine à bec commune à l'échelle de la population; cependant, il reste de nombreuses lacunes dans notre compréhension des conséquences à long terme des menaces à l'échelle de la population

---

pour les cétacés en général, et en particulier pour les espèces hauturières éloignées comme la baleine à bec commune, qui sont extrêmement difficiles à observer et à étudier. Il peut être difficile de mesurer et d'évaluer la santé et la valeur adaptative des cétacés, et il existe habituellement peu d'information sur les effets sublétaux ou indirects qu'une menace peut avoir sur leur survie et leur reproduction à plus long terme. Bien qu'une évaluation quantitative du risque à l'échelle de la population soit idéale, cette information n'est généralement pas disponible pour les populations de cétacés, même lorsque les effets négatifs sur les individus sont évidents. Les cétacés vivent longtemps et il peut s'écouler de nombreuses années, voire des décennies, avant qu'on puisse observer les répercussions importantes d'une menace actuelle sur la population en général. Les menaces à impact élevé peuvent avoir une incidence sur le rétablissement de petites populations en voie de disparition bien avant la période nécessaire pour bien comprendre ces répercussions à l'échelle de la population.

L'évaluation individuelle de l'impact de chaque menace ne peut pas représenter une évaluation exacte des répercussions sur une population, et les effets cumulatifs de plusieurs menaces (y compris dans l'espace et dans le temps) peuvent se traduire par un risque global de la menace plus élevé pour la baleine à bec commune qu'une menace individuelle à elle seule. Une autre considération importante est que les effets d'une menace peuvent être plus vastes que l'occurrence spatiale ou temporelle de la menace elle-même. Par exemple, bien que la baleine à bec commune n'ait pas été chassée depuis les années 1970, le prélèvement de grandes proportions des populations pendant les activités de chasse pratiquées autrefois a entraîné des effets génétiques durables qui ont encore des répercussions sur les populations de baleines à bec communes aujourd'hui et pourraient ainsi exacerber les impacts d'autres menaces actuelles. Les changements climatiques interagissent aussi probablement avec d'autres menaces, et un climat changeant pourrait se répercuter sur l'approvisionnement en nourriture et provoquer des décalages de la répartition, entraînant des interactions accrues avec les activités humaines (comme on l'a vu récemment avec les baleines noires de l'Atlantique Nord dans les eaux canadiennes).

Les lignes directrices sur l'évaluation des menaces décrites dans MPO (2014) étaient difficiles à appliquer à une évaluation des menaces pesant sur la baleine à bec commune (et seraient probablement difficiles à appliquer pour tous les cétacés) en raison, en partie, des incohérences et du manque de clarté des définitions et des explications fournies. Ce qui est peut-être plus problématique, c'est que l'approche de l'évaluation des menaces, telle qu'elle est décrite, repose fortement sur des seuils quantitatifs et n'est pas facile à appliquer aux espèces pour lesquelles on manque de données. Il serait bon de réviser le cadre d'évaluation des menaces pour tenir compte des situations où les évaluations quantitatives ne sont pas possibles ou pour lesquelles nous manquons de données sur les effets à l'échelle de la population. Il faut tenir compte des répercussions des menaces sur les individus et l'habitat, ainsi que de l'incertitude potentielle des voies d'entrée pour les impacts à l'échelle de la population. Des lignes directrices supplémentaires sont nécessaires pour inclure les répercussions sur l'habitat, les effets indirects, les interactions entre les effets et les impacts cumulatifs de plusieurs menaces. Il serait également utile d'améliorer la clarté et l'uniformité des définitions dans les lignes directrices. Les modifications aux lignes directrices de MPO (2014) appliquées dans l'approche utilisée dans la présente évaluation des menaces pesant sur la baleine à bec commune constituent une première tentative de régler certains de ces problèmes.

Enfin, même si la présente évaluation de la menace ne cherchait pas à prioriser certaines mesures de gestion en particulier, il est nécessaire de préciser la façon dont le tableau d'évaluation peut être interprété et utilisé pour étayer les priorités de gestion, particulièrement dans les cas où les impacts ou le risque de la menace sont évalués comme « faibles » ou « inconnus ». D'un point de vue scientifique, l'évaluation d'un risque de la menace comme

---

« faible » ne signifie pas que la menace est négligeable; on sait que toutes les menaces évaluées ont, ou devraient avoir un certain niveau d'impact. L'évaluation du risque de la menace comme « inconnu » signifie habituellement que davantage de données sont nécessaires, mais n'exclut pas les mesures de gestion visant à réduire le risque potentiel de la menace, même en l'absence d'études plus poussées. Une plus grande transparence dans les lignes directrices actuelles sur les conséquences pour la gestion serait utile pour parvenir à une interprétation uniforme et pour produire des avis scientifiques exacts et impartiaux.

## **RÉSULTATS DE L'ÉVALUATION DES MENACES**

La présente évaluation des menaces couvre un large éventail de menaces pesant sur la baleine à bec commune, tant dans l'UDPN que dans l'ANO en général; toutefois, il est possible qu'elle n'englobe pas toutes les menaces pour cette espèce dans les eaux canadiennes et que d'autres menaces émergent ultérieurement. Parmi les menaces évaluées, presque toutes sont connues pour se produire à la fois dans l'UDPN et dans l'ensemble de l'ANO; elles sont toutes historiques, courantes et anticipées (à l'exception de la chasse à la baleine pratiquée autrefois); elles sont toutes récurrentes ou continues; et bon nombre d'entre elles ont une étendue géographique considérable ou vaste.

Le tableau 2 récapitule les résultats des évaluations du niveau d'impact individuel et du niveau d'impact sur la population. Dans l'ensemble, les changements climatiques, la chasse à la baleine pratiquée autrefois, les sonars militaires, l'empêchement, les collisions avec des navires et les déversements d'hydrocarbures (sans ordre particulier) sont des menaces qui présentent un risque élevé pour la baleine à bec commune au large de l'est du Canada, et les risques des autres menaces évaluées sont largement inconnus et nécessitent une étude plus approfondie. Le niveau d'impact sur la population de 12 des menaces est inconnu dans l'ANO principalement parce qu'il n'existe pas d'information sur la taille de la population de baleines à bec communes du DDBBML (tableau 2). Il ne faut pas supposer que l'absence de données probantes concernant un niveau d'impact sur la population en particulier signifie l'absence d'effet car, dans de nombreux cas, des répercussions sur les individus peuvent être démontrées. De plus, il est presque impossible d'observer et de consigner les répercussions de bon nombre de ces menaces en raison de l'éloignement de l'habitat extracôtier de cette espèce, et il est très probable que des mortalités, des blessures et d'autres effets soient sous-déclarés.



Tableau 2. Résumé de l'évaluation du niveau d'impact pour chacune des 15 menaces évaluées pour les baleines à bec communes. Au niveau d'impact individuel, les évaluations sont les mêmes pour l'unité désignable du plateau néo-écossais (UDPN) et pour l'ensemble de l'Atlantique Nord-Ouest (ANO). Les évaluations peuvent varier entre l'UDPN et l'ANO pour le niveau d'impact sur la population. Un tiret (-) indique qu'aucune menace n'est catégorisée à ce niveau.

Classement	Niveau d'impact individuel UDPN et ANO	Niveau d'impact sur la population UDPN	Niveau d'impact sur la population ANO
<b>Inconnu</b>	(2 menaces) changements climatiques, opérations de forage	(8 menaces) levés réalisés au moyen de canons à air sismiques, opérations de forage, échosondeurs, bruit chronique, risques de déprédation, polluants organiques persistants, métaux toxiques, plastiques	(12 menaces) sonars militaires, levés réalisés au moyen de canons à air sismiques, opérations de forage, échosondeurs, bruit chronique, empêchement, risques de déprédation, collision avec des navires, polluants organiques persistants, métaux toxiques, plastiques, déversements d'hydrocarbures
<b>Extrême</b>	(2 menaces) chasse à la baleine pratiquée autrefois <sup>5</sup> , sonars militaires	(1 menace) chasse à la baleine pratiquée autrefois <sup>Error!</sup> Bookmark not defined.	–
<b>Élevé</b>	(4 menaces) empêchement, risques de déprédation, collision avec des navires, déversements d'hydrocarbures	(5 menaces) changements climatiques, sonars militaires, empêchement, collision avec des navires, déversements d'hydrocarbures	(1 menace) chasse à la baleine pratiquée autrefois <sup>5</sup>
<b>Moyen</b>	(5 menaces) levés réalisés au moyen de canons à air sismiques, bruit chronique, polluants organiques persistants, métaux toxiques, plastiques	–	(1 menace) changements climatiques
<b>Faible</b>	(2 menaces) bruit des navires, échosondeurs	(1 menace) bruit des navires	(1 menace) bruit des navires

Il est important de souligner que les répercussions de toutes les menaces combinées donneront probablement un risque total de la menace plus élevé pour la baleine à bec commune qu'une

<sup>5</sup> La chasse à la baleine pratiquée autrefois n'est pas une menace actuelle, mais ses répercussions se font encore sentir.

---

menace individuelle à elle seule. Les changements climatiques constituent une menace particulièrement importante qui peut influencer et modifier le niveau de risque de diverses autres menaces pour la baleine à bec commune, en particulier l'UDPN, qui est une petite population vivant dans la partie sud de l'aire de répartition de l'espèce. Il ne convient pas de traiter cette menace comme une seule menace distincte, alors qu'il s'agit en fait d'un facteur de menaces multiples et interreliées et d'un facteur important pour déterminer l'étendue, la fréquence, les répercussions et le risque de la plupart des autres menaces évaluées dans le présent document. La conception d'études futures et les efforts de surveillance visant à mieux comprendre les influences des changements climatiques sur la baleine à bec commune, de même que l'évaluation d'autres menaces pour cette espèce dans le contexte des changements climatiques, sont des étapes importantes de l'élaboration d'un plan de gestion adaptative et souple pour tenir compte d'un environnement qui évolue rapidement.

## **TRAVAUX FUTURS ET RECHERCHES NÉCESSAIRES**

Plusieurs lacunes importantes dans les connaissances ont été relevées et des renseignements supplémentaires pourraient améliorer les évaluations futures. Des études supplémentaires visant les objectifs de recherche suivants seraient utiles à la gestion des menaces pesant sur la baleine à bec commune :

- Estimer la taille de la population du DDBBML, qui est actuellement inconnue.
- Améliorer notre compréhension de la répartition, des déplacements et de la structure des populations de baleines à bec communes au large de l'est du Canada, en particulier en ce qui concerne une éventuelle substructure dans le DDBBML, dans les régions intermédiaires de Terre-Neuve-et-Labrador.
- Expliquer la distinction biologique entre les populations pour étayer une justification scientifique de l'emplacement des limites de l'UD, qui sont actuellement choisies de façon arbitraire.
- Comprendre les effets des menaces sur les individus et les populations, sachant qu'il sera probablement nécessaire de continuer d'utiliser les connaissances sur d'autres espèces étant donné la difficulté de mener de telles études sur les baleines à bec.
- Mener une évaluation quantitative du chevauchement spatiotemporel entre l'occurrence de la baleine à bec commune et les menaces, y compris les effets cumulatifs, afin d'améliorer les évaluations des risques et de mieux guider les mesures de gestion et les activités d'atténuation.
- Comprendre les répercussions actuelles et futures des changements climatiques sur la baleine à bec commune et évaluer les menaces qui pèsent sur l'espèce dans le contexte des changements climatiques.

---

## REMERCIEMENTS

Nous exprimons notre gratitude au comité d'examen par les pairs de 2021 pour leurs commentaires sur notre évaluation initiale des menaces pour les baleines à bec communes. Nous remercions également notre collègue K. Christie qui a vérifié l'exactitude de la version traduite du rapport. Après la révision et la finalisation de l'ébauche originale de l'évaluation des menaces pour les baleines à bec communes, nous avons mis à jour la revue et l'analyse pour inclure les études publiées depuis 2021, élargissant la portée pour inclure toutes les espèces de baleines à bec. Cette revue élargie a été récemment publiée sous forme d'article principal. Pour plus de détails, veuillez consulter l'article publié :

Feyrer, Laura J., Stanistreet, Joy E. et Moors-Murphy, Hilary B. 2024. [Navigating the Unknown: Assessing Anthropogenic Threats to Beaked Whales, Family Ziphiidae](#). Royal Society Open Science 11 (4): 240058.

---

## RÉFÉRENCES CITÉES

- Aguilar Soto, N., Johnson, M., Madsen, P.T., Tyack, P.L., Bocconcelli, A., and Fabrizio Borsani, J. 2006. Does intense ship noise disrupt foraging in deep-diving Cuvier's beaked whales (*Ziphius cavirostris*)? *Mar. Mammal. Sci.* 22(3): 690–699. doi:10.1111/j.1748-7692.2006.00044.x.
- Aichinger Dias, L., Litz, J., Garrison, L., Martinez, A., Barry, K., and Speakman, T. 2017. Exposure of cetaceans to petroleum products following the *Deepwater Horizon* oil spill in the Gulf of Mexico. *Endanger. Species Res.* 33: 119–125. doi:10.3354/esr00770.
- 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. *Sci. Rep.* 10: 548. doi:10.1038/s41598-019-57280-3.
- Allard, K., Cochrane, N., Curran, K., Fenton, D., Koropatnick, T., Gjerdrum, C., Greenan, B.J.W., Head, E., Macnab, P., Moors-Murphy, H., Serdynska, A., Trzcinski, M.K., Vaughan, M. et Whitehead, H. 2015. [Évaluation des données sur la zone de protection marine du Gully](#). *Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech.* 2015/056: vi + 167 p.
- Allied Maritime Command. 2018. Dynamic Mongoose 2018. [consulté le 29 octobre 2020]
- Amelot, M., Plard, F., Guinet, C., Arnould, J.P.Y., Gasco, N., and Tixier, P. 2022. Increasing numbers of killer whale individuals use fisheries as feeding opportunities within subantarctic populations. *Biol. Lett.* 18(2): 20210328. doi:10.1098/rsbl.2021.0328.
- Andrady, A.L. 2011. Microplastics in the marine environment. *Mar. Pollut. Bull.* 62(8): 1596–1605. doi:10.1016/j.marpolbul.2011.05.030.
- André, M., Solé, M., Lenoir, M., Durfort, M., Quero, C., Mas, A., Lombarte, A., van der Schaar, M., López-Bejar, M., Morell, M., Zaugg, S., and Houégnigan, L. 2011. [Low-frequency sounds induce acoustic trauma in cephalopods](#). *Front. Ecol. Evol.* 9(9): 489–493. doi:10.1890/100124.
- Ansari, T.M., Marr, I.L., and Tariq, N. 2004. Heavy metals in marine pollution perspective-a mini review. *J. Appl. Sci.* 4(1): 1–20. doi:10.3923/jas.2004.1.20.
- Bachman, M.J., Keller, J.M., West, K.L., and Jensen, B.A. 2014. Persistent organic pollutant concentrations in blubber of 16 species of cetaceans stranded in the Pacific Islands from 1997 through 2011. *Sci. Total Environ.* 488–489: 115–123. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.04.073.
- Baini, M., Panti, C., Fossi, M.C., Tepsich, P., Jiménez, B., Coomber, F., Bartalini, A., Muñoz-Arnanz, J., Moulins, A., and Rosso, M. 2020. First assessment of POPs and cytochrome P450 expression in Cuvier's beaked whales (*Ziphius cavirostris*) skin biopsies from the Mediterranean Sea. *Sci. Rep.* 10: 21891. doi:10.1038/s41598-020-78962-3.
- Baker, S.C., and Clapham, P.J. 2004. Modelling the past and future of whales and whaling. *Trends Ecol. Evol.* 19(7): 365–371. doi:10.1016/j.tree.2004.05.005.
- Barlow, J., and Gisiner, R. 2006. Mitigating, monitoring and assessing the effects of anthropogenic sound on beaked whales. *J. Cetac. Res. Manage.* 7(3): 239–249.
- Baum, J.K., and Worm, B. 2009. Cascading top-down effects of changing oceanic predator abundances. *J. Anim. Ecol.* 78: 699–714. doi: /10.1111/j.1365-2656.2009.01531.x.
- Benjamins, S., Ledwell, W., Huntington, J., and Davidson, A.R. 2012. Assessing changes in numbers and distribution of large whale entanglements in Newfoundland and Labrador, Canada. *Mar. Mamm. Sci.* 28(3): 579–601. doi:10.1111/j.1748-7692.2011.00511.x.

- 
- Benjaminsen, T., and Christensen, I. 1979. The Natural History of the Bottlenose Whale, *Hyperoodon ampullatus* (Forster). In Behavior of Marine Animals: Current Perspectives in Research. Edited by H.E. Winn and B.L. Olla. Springer US, Boston, MA. pp. 143–164. doi:10.1007/978-1-4684-2985-5\_5.
- Benoit-Bird, K.J., Southall, B.L., Moline, M.A., Claridge, D.E., Dunn, C.A., Dolan, K.A., and Moretti, D.J. 2020. Critical threshold identified in the functional relationship between beaked whales and their prey. Mar. Ecol. Prog. Ser. 654: 1–16. doi:10.3354/meps13521.
- Bernaldo de Quirós, Y., Fernandez, A., Baird, R.W., Brownell, R.L., Aguilar de Soto, N., Allen, D., Arbelo, M., Arregui, M., Costidis, A., Fahlman, A., Frantzis, A., Gulland, F.M.D., Iñíguez, M., Johnson, M., Komnenou, A., Koopman, H., Pabst, D.A., Roe, W.D., Sierra, E., Tejedor, M., and Schorr, G. 2019. Advances in research on the impacts of anti-submarine sonar on beaked whales. Proc. Royal Soc. B. 286(1895): 20182533. doi:10.1098/rspb.2018.2533.
- Blackwell, S.B., Greene, C.R., and Richardson, W.J. 2004. Drilling and operational sounds from an oil production island in the ice-covered Beaufort Sea. J. Acoust. Soc. Am. 116(5): 3199–3211. doi:10.1121/1.1806147.
- Blickley, J.L., Word, K.R., Krakauer, A.H., Phillips, J.L., Sells, S.N., Taff, C.C., Wingfield, J.C., and Patricelli, G.L. 2012. Experimental Chronic Noise Is Related to Elevated Fecal Corticosteroid Metabolites in Lekking Male Greater Sage-Grouse (*Centrocercus urophasianus*). PLoS One. 7(11): e50462. doi:10.1371/journal.pone.0050462.
- Bloch, D., Desportes, G., Zachariassen, M., and Christensen, I. 1996. The northern bottlenose whale in the Faroe Islands, 1584–1993. J. Zool. 239(1): 123–140. doi:10.1111/j.1469-7998.1996.tb05441.x.
- Bonizzoni, S., Hamilton, S., Reeves, R.R., Genov, T., and Bearzi, G. 2022. Odontocete cetaceans foraging behind trawlers, worldwide. Rev. Fish Biol. Fish. 32: 827–877. doi:10.1007/s11160-022-09712-z.
- Bourque, L., Wimmer, T., Lair, S., Jones, M., and Daoust, P.-Y. 2020. Incident Report: North Atlantic Right Whale Mortality Event in Eastern Canada, 2019.
- Brown, S.L., Reid, D., and Rogan, E. 2013. A risk-based approach to rapidly screen vulnerability of cetaceans to impacts from fisheries bycatch. Biol. Conserv. 168: 78–87.
- Brown, T.M., Ross, P.S., Reimer, K.J., Veldhoen, N., Dangerfield, N.J., Fisk, A.T., and Helbing, C.C. 2014. PCB Related Effects Thresholds As Derived through Gene Transcript Profiles in Locally Contaminated Ringed Seals (*Pusa hispida*). Environ. Sci. Technol. 48(21): 12952–12961. doi:10.1021/es5032294.
- Brownlow, A., Davison, N., and ten Doeschate, M. 2018. [Scottish Marine Animal Stranding Scheme Annual Report 2018](#). SRUC Wildlife Unit. doi:10.31219/osf.io/qkcgw.
- Bruland, K.W., and Franks, R.P. 1983. Mn, Ni, Cu, Zn and Cd in the western North Atlantic. In Trace metals in sea water. Springer, Boston, MA. pp. 395–414.
- Butler, S., Ibarra, D. et Coffen-Smout, S. 2019. [Maritimes Region Fixed-gear Fisheries Footprint Mapping for Marine Spatial Planning and Risk Assessment](#). Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques. 3293: v + 30 p.
- Garde côtière canadienne. 2021. Avertissements de navigation de la Garde côtière canadienne (AVNAV). [Consulté le 12 février 2021].
-

- 
- Carretta, J.V., Barlow, J., and Enriquez, L. 2008. Acoustic pingers eliminate beaked whale bycatch in a gill net fishery. *Mar. Mamm. Sci.* 24(4): 956–961. doi:10.1111/j.1748-7692.2008.00218.x.
- Carroll, A.G., Przeslawski, R., Duncan, A., Gunning, M., and Bruce, B. 2017. A critical review of the potential impacts of marine seismic surveys on fish & invertebrates. *Mar. Pollut. Bull.* 114(1): 9–24. doi:10.1016/j.marpolbul.2016.11.038.
- Chambault, P., Albertsen, C.M., Patterson, T.A., Hansen, R.G., Tervo, O., Laidre, K.L., and Heide-Jørgensen, M.P. 2018. Sea surface temperature predicts the movements of an Arctic cetacean: the bowhead whale. *Sci. Rep.* 8(1): 9658. doi:10.1038/s41598-018-27966-1.
- Cholewiak, D., DeAngelis, A., Palka, D., Corkeron, P.J., and Van Parijs, S.M. 2017. Beaked whales demonstrate a marked acoustic response to the use of shipboard echosounders. *R. Soc. Open Sci.* 4(12): 170940. doi:10.1098/rsos.170940.
- Christensen, I. 1977. Observations of whales in the North Atlantic. Report of the International Whaling Commission 27: 388–399.
- Clarke, E., Feyrer, L.J., Moors-Murphy, H., and Stanistreet, J. 2019. Click characteristics of northern bottlenose whales (*Hyperoodon ampullatus*) and Sowerby's beaked whales (*Mesoplodon bidens*) off eastern Canada. *J. Acoust. Soc. Am.* 146(1): 307–315. doi:10.1121/1.5111336.
- Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Goodhead, R., Moger, J., and Galloway, T.S. 2013. Microplastic Ingestion by Zooplankton. *Environ. Sci. Technol.* 47(12): 6646–6655. doi:10.1021/es400663f.
- COSEPAC. 2011. [Évaluation et rapport de situation du COSEPAC sur le Baleine à bec commune \*Hyperoodon ampullatus\* au Canada](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xii + 31 p.
- COSEPAC. 2019. Définitions et abréviations du COSEPAC. Approuvées par le COSEPAC en novembre 2019.
- D'Amico, A., Gisiner, R.C., Ketten, D.R., Hammock, J.A., Johnson, C., Tyack, P.L., and Mead, J. 2009. Beaked Whale Strandings and Naval Exercises. *Aquat. Mamm.* 35(4): 452–472. doi:10.1578/AM.35.4.2009.452.
- Daoust, P.-Y., Couture, E.L., Wimmer, T., and Bourque, L. 2017. 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: 224 pp.
- De Guise, S., Martineau, D., Béland, P., and Fournier, M. 1995. Possible mechanisms of action of environmental contaminants on St. Lawrence beluga whales (*Delphinapterus leucas*). *Environ. Health Perspect.* 103(Suppl 4): 73–77. doi:10.1289/ehp.95103s473.
- Deaville, R., Jepson, P.D., Perkins, M., Brownlow, A., Davison, N., Smith, B., Allan, L., Clery, M., Swindells, K., Wilson, S., Sabin, R.C., Penrose, R., Barnett, J.E.F., Astley, K., Clear, N., Crosby, A., and Williams, R. 2018. UK Cetacean Strandings Investigation Programme final contract report to Defra (MB0111 2011-2017). 81 pp.
- DeLong, R.L., Gilmartin, W.G., and Simpson, J.G. 1973. Premature births in California sea lions: association with high organochlorine pollutant residue levels. *Science* 181(4105): 1168–1170. doi:10.1126/science.181.4105.1168.

- 
- DeMaster, D.P., Fowler, C.W., Perry, S.L., and Richlen, M.F. 2001. Predation and Competition: The Impact of Fisheries on Marine-Mammal Populations Over the next one Hundred Years. *J. Mammal.* 82(3): 641–651. doi:10.1644/1545-1542(2001)082<0641:PACTIO>2.0.CO;2.
- DeRuiter, S.L., Southall, B.L., Calambokidis, J., Zimmer, W.M.X., Sadykova, D., Falcone, E.A., Friedlaender, A.S., Joseph, J.E., Moretti, D., Schorr, G.S., Thomas, L., and Tyack, P.L. 2013. First direct measurements of behavioural responses by Cuvier's beaked whales to mid-frequency active sonar. *Biol. Lett.* 9(4): 20130223. doi:10.1098/rsbl.2013.0223.
- Desforges, J.-P.W., Hooker, S.K., Feyrer, L.J., and Ferguson, S. 2021. [Characterization of legacy persistent organic pollutants \(POPs\) in northern bottlenose whales of the Western North-Atlantic](#). *Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques* 3436: viii + 32 p.
- Desforges, J.-P.W., Ross, P.S., Dangerfield, N., Palace, V.P., Whitticar, M., and Loseto, L.L. 2013. Vitamin A and E profiles as biomarkers of PCB exposure in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the western Canadian Arctic. *Aquat. Toxicol.* 142–143: 317–328. doi:10.1016/j.aquatox.2013.08.004.
- Díaz-Delgado, J., Fernández, A., Sierra, E., Sacchini, S., Andrada, M., Vela, A.I., Quesada-Canales, Ó., Paz, Y., Zucca, D., Groch, K., and Arbelo, M. 2018. Pathologic findings and causes of death of stranded cetaceans in the Canary Islands (2006-2012). *PLoS One.* 13(10): e0204444. doi:10.1371/journal.pone.0204444.
- Dolman, S.J., and Brakes, P. 2018. Sustainable Fisheries Management and the Welfare of Bycaught and Entangled Cetaceans. *Front. Vet. Sci.* 5: 287. doi:10.3389/fvets.2018.00287.
- Doughty, C.E., Roman, J., Faurby, S., Wolf, A., Haque, A., Bakker, E.S., Malhi, Y., Dunning, J.B., and Svenning, J.-C. 2016. Global nutrient transport in a world of giants. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 113(4): 868–873. doi:10.1073/pnas.1502549112.
- Dufault, S., and Whitehead, H. 1994. Floating Marine Pollution in “the Gully” on the Continental Slope, Nova Scotia, Canada. *Mar. Pollut. Bull.* 28(8): 489–493. doi:10.1016/0025-326X(94)90522-3.
- 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. *Front. Mar. Sci.* 6: 606. doi:10.3389/fmars.2019.00606.
- Esteban, R., Verborgh, P., Gauffier, P., Giménez, J., Foote, A.D., and de Stephanis, R. 2016. Maternal kinship and fisheries interaction influence killer whale social structure. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 70(1): 111–122. doi:10.1007/s00265-015-2029-3.
- Evans, G.W., Lercher, P., Meis, M., Ising, H., and Kofler, W.W. 2001. Community noise exposure and stress in children. *J. Acoust. Soc. Am.* 109(3): 1023–1027. doi:10.1121/1.1340642.
- Evans, P.G.H. 1998. Biology of cetaceans of the North-East Atlantic (in relation to seismic energy). Chapter 5. 35 pp. In: M.L. Tasker and C. Weir, eds. *Proceedings of the Seismic and Marine Mammals Workshop*, London, 23-25 June 1998.
- Evans, P.G.H., and Waggitt, J.J. 2020. Impacts of climate change on marine mammals, relevant to the coastal and marine environment around the UK. *MCCIP Science Review 2020*: 421–455. doi:10.14465/2020.ARC19.MMM.
-

- 
- Faerber, M.M., and Baird, R.W. 2010. Does a lack of observed beaked whale strandings in military exercise areas mean no impacts have occurred? A comparison of stranding and detection probabilities in the Canary and main Hawaiian Islands. *Mar. Mamm. Sci.* 26(3): 602–613. doi:10.1111/j.1748-7692.2010.00370.x.
- Fernández, R., Pierce, G.J., MacLeod, C.D., Brownlow, A., Reid, R.J., Rogan, E., Addink, M., Deaville, R., Jepson, P.D., and Santos, M.B. 2014. Strandings of northern bottlenose whales, *Hyperoodon ampullatus*, in the north-east Atlantic: seasonality and diet. *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.* 94(6): 1109–1116. doi:10.1017/S002531541300180X.
- Fertl, D., and Leatherwood, S. 1997. Cetacean Interactions with Trawls: A Preliminary Review. *J. Northwest Atl. Fish. Sci.* 22: 219–248. doi:10.2960/J.v22.a17.
- Fewtrell, J.L., and McCauley, R.D. 2012. Impact of air gun noise on the behaviour of marine fish and squid. *Mar. Pollut. Bull.* 64(5): 984–993. doi:10.1016/j.marpolbul.2012.02.009.
- Feyrer, L.J. 2021. Northern bottlenose whales in Canada: The story of exploitation, conservation, and recovery. PhD, Dalhousie University, Halifax, Nova Scotia, Canada.
- Feyrer, L.J., Bentzen, P., Whitehead, H., Paterson, I.G., and Einfeldt, A. 2019. Evolutionary impacts differ between two exploited populations of northern bottlenose whale (*Hyperoodon ampullatus*). *Ecol. Evol.* 9(23): 13567–13584. doi:10.1002/ece3.5813.
- Feyrer, L.J., Stewart, M., Yeung, J., Soulier, C., and Whitehead, H. 2021. Origin and persistence of markings in a long-term photo-identification dataset reveal the threat of entanglement for endangered northern bottlenose whales (*Hyperoodon ampullatus*). *Front. Mar. Sci.* 8: 620804. doi:10.3389/fmars.2021.620804.
- Feyrer, L.J., Zhao, S. ting, Whitehead, H., and Matthews, C.J.D. 2020. Prolonged maternal investment in northern bottlenose whales alters our understanding of beaked whale reproductive life history. *PLoS One* 15(6): e0235114. doi:10.1371/journal.pone.0235114.
- Francis, C.D., and Barber, J.R. 2013. A framework for understanding noise impacts on wildlife: an urgent conservation priority. *Front. Ecol. Evol.* 11(6): 305–313. doi:10.1890/120183.
- Frouin, H., Loseto, L.L., Stern, G.A., Haulena, M., and Ross, P.S. 2012. Mercury toxicity in beluga whale lymphocytes: Limited effects of selenium protection. *Aquat. Toxicol.* 109: 185–193. doi:10.1016/j.aquatox.2011.09.021.
- Galgani, F., Hanke, G., and Maes, T. 2015. Global Distribution, Composition and Abundance of Marine Litter. *In Marine Anthropogenic Litter. Edited by M. Bergmann, L. Gutow, and M. Klages.* Springer International Publishing, Cham. pp. 29–56. doi:10.1007/978-3-319-16510-3\_2.
- Gall, J.E., Boyd, R.S., and Rajakaruna, N. 2015. Transfer of heavy metals through terrestrial food webs: a review. *Environ. Monit. Assess.* 187: 201. doi:10.1007/s10661-015-4436-3.
- Gallo, F., Fossi, C., Weber, R., Santillo, D., Sousa, J., Ingram, I., Nadal, A., and Romano, D. 2018. Marine litter plastics and microplastics and their toxic chemicals components: the need for urgent preventive measures. *Environmental Sciences Europe* 30: 13. doi:10.1186/s12302-018-0139-z.
- Garrison, L.P. 2003. Estimated Bycatch of Marine Mammals and Turtles in the U.S. Atlantic Pelagic Longline Fleet During 2001-2002. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-515: 52 p.



- 
- Gigault, J., Halle, A. ter, Baudrimont, M., Pascal, P.-Y., Gauffre, F., Phi, T.-L., El Hadri, H., Grassl, B., and Reynaud, S. 2018. Current opinion: What is a nanoplastic? *Environ. Pollut.* 235: 1030–1034. doi:10.1016/j.envpol.2018.01.024.
- Goold, J.C., and Fish, P.J. 1998. Broadband spectra of seismic survey air-gun emissions, with reference to dolphin auditory thresholds. *J. Acoust. Soc. Am.* 103(4): 2177–2184. doi:10.1121/1.421363.
- Gordon, J., Gillespie, D., Potter, J., Frantzis, A., Simmonds, M.P., Swift, R., and Thompson, D. 2003. A Review of the Effects of Seismic Surveys on Marine Mammals. *Mar. Technol. Soc. J.* 37(4): 16–34. doi:10.4031/002533203787536998.
- Gowans, S., and Whitehead, H. 2001. Photographic identification of northern bottlenose whales (*Hyperoodon ampullatus*): sources of heterogeneity from natural marks. *Mar. Mamm. Sci.* 17(1): 76–93. doi:10.1111/j.1748-7692.2001.tb00981.x.
- Gowans, S., Whitehead, H., Arch, J.K., and Hooker, S.K. 2000. Population size and residency patterns of northern bottlenose whales (*Hyperoodon ampullatus*) using the Gully, Nova Scotia. *J. Cetac. Res. Manage.* 2(3): 201–210.
- Gowans, S., Whitehead, H., and Hooker, S.K. 2001. Social organization in northern bottlenose whales, *Hyperoodon ampullatus*: not driven by deep-water foraging? *Anim. Behav.* 62(2): 369–377. doi:10.1006/anbe.2001.1756.
- Gray, D., and Flower, W.H. 1882. Notes on the characters and habits of the bottlenose whale (*Hyperoodon rostratus*). *Proc. Zool. Soc. Lond.* 50(4): 726–731. doi:10.1111/j.1096-3642.1883.tb02787.x.
- Grove, T., Senglat, C., Petitguyot, M., Kosiba, D., and Rasmussen, M.H. 2020. Mass stranding and unusual sightings of northern bottlenose whales (*Hyperoodon ampullatus*) in Skjálfandi Bay, Iceland. *Mar. Mamm. Sci.* 36(3): 1033–1041. doi:10.1111/mms.12689.
- Guerra, Á., González, Á.F., Pascual, S., and Dawe, E.G. 2011. The giant squid *Architeuthis*: An emblematic invertebrate that can represent concern for the conservation of marine biodiversity. *Biol. Conserv.* 144(7): 1989–1997. doi:10.1016/j.biocon.2011.04.021.
- Hamer, D.J., Childerhouse, S.J., and Gales, N.J. 2012. Odontocete bycatch and depredation in longline fisheries: A review of available literature and of potential solutions. *Mar. Mamm. Sci.* 28(4): E345–E374. doi:10.1111/j.1748-7692.2011.00544.x.
- Hanselman, D.H., Pyper, B.J., and Peterson, M.J. 2018. Sperm whale depredation on longline surveys and implications for the assessment of Alaska sablefish. *Fish. Res.* 200: 75–83. doi:10.1016/j.fishres.2017.12.017.
- 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., Chute, A.S., Curti, K.L., Curtis, T.H., Kircheis, D., Kocik, J.F., Lucey, S.M., McCandless, C.T., Milke, L.M., Richardson, D.E., Robillard, E., Walsh, H.J., McManus, M.C., Marancik, K.E., and Griswold, C.A. 2016. A Vulnerability Assessment of Fish and Invertebrates to Climate Change on the Northeast U.S. Continental Shelf. *PLoS One* 11(2): e0146756. doi:10.1371/journal.pone.0146756.
- Harris, L.E., Gross, W.E., and Emery, P.E. 2013. [Biology, Status, and Recovery Potential of Northern Bottlenose Whales \(\*Hyperoodon ampullatus\*\)](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/038: v + 35 p.
- Helle, E., Olsson, M., and Jensen, S. 1976. PCB levels correlated with pathological changes in seal uteri. *Ambio* 5(5/6): 261–262.
-

- 
- Hildebrand, J.A. 2009. Anthropogenic and natural sources of ambient noise in the ocean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 395: 5–20. doi:10.3354/meps08353.
- Holt, S.J. 1977. Does the bottlenose whale necessarily have a sustainable yield, and if so is it worth taking? *Reports of the International Whaling Commission* 27: 206–208.
- Hooker, S.K., Baird, R., and Showell, M. 1997. Cetacean Strandings and Bycatches in Nova Scotia, Eastern Canada, 1991-1996. *IWC Scientific Committee* 49(05): 1–10.
- Hooker, S.K., De Soto, N.A., Baird, R.W., Carroll, E.L., Claridge, D., Feyrer, L., Miller, P.J.O., Onoufriou, A., Schorr, G., Siegal, E., and Whitehead, H. 2019. Future Directions in Research on Beaked Whales. *Front. Mar. Sci.* 5: 514. doi:10.3389/fmars.2018.00514.
- Hooker, S.K., Iverson, S.J., Ostrom, P., and Smith, S.C. 2001. Diet of northern bottlenose whales inferred from fatty-acid and stable-isotope analyses of biopsy samples. *Can. J. Zool.* 79(8): 1442–1454. doi:10.1139/z01-096.
- Hooker, S.K., Metcalfe, T.L., Metcalfe, C.D., Angell, C.M., Wilson, J.Y., Moore, M.J., and Whitehead, H. 2008. Changes in persistent contaminant concentration and CYP1A1 protein expression in biopsy samples from northern bottlenose whales, *Hyperoodon ampullatus*, following the onset of nearby oil and gas development. *Environ. Pollut.* 152(1): 205–216. doi:10.1016/j.envpol.2007.05.027.
- IPCC. 2019. Summary for Policymakers. In: *IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate* [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, V. Masson-Delmotte, P. Zhai, M. Tignor, E. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Nicolai, A. Okem, J. Petzold, B. Rama, N.M. Weyer (eds.)].
- ITOPF. 2021. Oil Tanker Spill Statistics 2020. Technical Report.
- Jacobsen, J.K., Massey, L., and Gulland, F. 2010. Fatal ingestion of floating net debris by two sperm whales (*Physeter macrocephalus*). *Mar. Pollut. Bull.* 60(5): 765–767. doi:10.1016/j.marpolbul.2010.03.008.
- Jepson, P.D., Deaville, R., Barber, J.L., Aguilar, À., Borrell, A., Murphy, S., Barry, J., Brownlow, A., Barnett, J., Berrow, S., Cunningham, A.A., Davison, N.J., ten Doeschate, M., Esteban, R., Ferreira, M., Foote, A.D., Genov, T., Giménez, J., Loveridge, J., Llavona, À., Martin, V., Maxwell, D.L., Papachlimitzou, A., Penrose, R., Perkins, M.W., Smith, B., de Stephanis, R., Tregenza, N., Verborgh, P., Fernandez, A., and Law, R.J. 2016. PCB pollution continues to impact populations of orcas and other dolphins in European waters. *Sci. Rep.* 6: 18573. doi:10.1038/srep18573.
- Johnson, K.F., Hussey, N.E., and Ferguson, S.H. 2020. Observation of marine mammal and bird interactions focused around a commercial fishing vessel in central Baffin Bay, Nunavut. *Arct. Sci.* 7(2): 567–574. doi:10.1139/as-2020-0014.
- Jones, I.T., Peyla, J.F., Clark, H., Song, Z., Stanley, J.A., and Mooney, T.A. 2021. Changes in feeding behavior of longfin squid (*Doryteuthis pealeii*) during laboratory exposure to pile driving noise. *Mar. Environ. Res.* 165: 105250. doi:10.1016/j.marenvres.2020.105250.
- Joyce, T.W., Durban, J.W., Claridge, D.E., Dunn, C.A., Hickmott, L.S., Fearnbach, H., Dolan, K., and Moretti, D. 2019. Behavioral responses of satellite tracked Blainville's beaked whales (*Mesoplodon densirostris*) to mid-frequency active sonar. *Mar. Mamm. Sci.* 36(1): 29–46. doi:10.1111/mms.12624.
- Kaschner, K., Tittensor, D.P., Ready, J., Gerrodette, T., and Worm, B. 2011. Current and Future Patterns of Global Marine Mammal Biodiversity. *PLoS One.* 6(5): e19653. doi:10.1371/journal.pone.0019653.
-

- 
- Kates Varghese, H., Miksis-Olds, J., DiMarzio, N., Lowell, K., Linder, E., Mayer, L., and Moretti, D. 2020. The effect of two 12 kHz multibeam mapping surveys on the foraging behavior of Cuvier's beaked whales off of southern California. *J. Acoust. Soc. Am.* 147(6): 3849–3858. doi:10.1121/10.0001385.
- Kavanagh, A.S., Nykänen, M., Hunt, W., Richardson, N., and Jessopp, M.J. 2019. Seismic surveys reduce cetacean sightings across a large marine ecosystem. *Sci. Rep.* 9: 19164. doi:10.1038/s41598-019-55500-4.
- Kelly, N.E., Feyrer, L., Gavel, H., Trela, O., Ledwell, W., Breeze, H., Marotte, E.C., McConney, L., and Whitehead, H. 2023. Long term trends in floating plastic pollution within a marine protected area identifies threats for endangered northern bottlenose whales. *Environ. Res.* 227: 115686. doi:10.1016/j.envres.2023.115686.
- Kim, A., Sung, J.H., Bang, J.-H., Cho, S.W., Lee, J., and Sim, C.S. 2017. Effects of self-reported sensitivity and road-traffic noise levels on the immune system. *PLoS One.* 12(10): e0187084. doi:10.1371/journal.pone.0187084.
- Lacy, R.C., Williams, R., Ashe, E., Balcomb III, K.C., Brent, L.J.N., Clark, C.W., Croft, D.P., Giles, D.A., MacDuffee, M., and Paquet, P.C. 2017. Evaluating anthropogenic threats to endangered killer whales to inform effective recovery plans. *Sci. Rep.* 7(1): 14119. doi:10.1038/s41598-017-14471-0.
- Lambert, E., Pierce, G.J., Hall, K., Brereton, T., Dunn, T.E., Wall, D., Jepson, P.D., Deaville, R., and MacLeod, C.D. 2014. Cetacean range and climate in the eastern North Atlantic: future predictions and implications for conservation. *Glob. Change Biol.* 20(6): 1782–1793. doi:10.1111/gcb.12560.
- Lamborg, C.H., Hammerschmidt, C.R., Bowman, K.L., Swarr, G.J., Munson, K.M., Ohnemus, D.C., Lam, P.J., Heimbürger, L.-E., Rijkenberg, M.J.A., and Saito, M.A. 2014. A global ocean inventory of anthropogenic mercury based on water column measurements. *Nature.* 512: 65–68. doi:10.1038/nature13563.
- Law, R.J. 2014. An overview of time trends in organic contaminant concentrations in marine mammals: Going up or down? *Mar. Pollut. Bull.* 82(1–2): 7–10. doi:10.1016/j.marpolbul.2014.03.024.
- Ledwell, W., and Huntington, J. 2005. [Whale, Leatherback Sea Turtles and Basking Shark Entrapments in Fishing Gear in Newfoundland and Labrador and a Summary of the Whale Release and Strandings Program During 2005](#). Report to DFO.
- Ledwell, W., Huntington, J., Sacrey, E., and Landry, C. 2021. [Entanglements in Fishing Gear and Strandings reported to the Whale Release and Strandings Group in Newfoundland and Labrador and a summary of the Whale Release and Strandings Program during 2021](#). Report to DFO.
- Ledwell, W., Huntington, J., Sacrey, E., Landry, C., and Whales, T. 2020. Entanglements in Fishing Gear and Strandings reported to the Whale Release and Strandings Group in Newfoundland and Labrador and a summary of the Whale Release and Strandings Program during 2019. Report to DFO.
- Letcher, R.J., Bustnes, J.O., Dietz, R., Jenssen, B.M., Jørgensen, E.H., Sonne, C., Verreault, J., Vijayan, M.M., and Gabrielsen, G.W. 2010. Exposure and effects assessment of persistent organohalogen contaminants in arctic wildlife and fish. *Sci. Total Environ.* 408(15): 2995–3043.
-

- 
- Lien, J., Huntington, J., Ledwell, W., and Huntsman, Tim. 1990. Whale Entrapments in Inshore Fishing Gear and a Summary of the Entrapment Assistance Program in Newfoundland and Labrador During 1990. A Preliminary Report to the Fisheries Development Branch of the Department of Fisheries and Oceans, and the Newfoundland and Labrador Department of Fisheries: 22 p.
- 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. *Int. Hydrogr. Rev.* 6: 7–17.
- Lusher, A.L., Hernandez-Milian, G., Berrow, S., Rogan, E., and O'Connor, I. 2018. Incidence of marine debris in cetaceans stranded and bycaught in Ireland: Recent findings and a review of historical knowledge. *Environ. Pollut.* 232: 467–476. doi:10.1016/j.envpol.2017.09.070.
- 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*. *Environ. Pollut.* 199: 185–191. doi:10.1016/j.envpol.2015.01.023.
- Macdonald, R., Mackay, D., and Hickie, B. 2002. Contaminant amplification in the environment. *Environ. Sci. Technol.* 36(23): 456A–462A. doi:10.1021/es022470u.
- Macdonald, R.W., Mackay, D., Li, Y.-F., and Hickie, B. 2003. How Will Global Climate Change Affect Risks from Long-Range Transport of Persistent Organic Pollutants? *Human Ecol. Risk Assess.* 9(3): 643–660. doi:10.1080/713609959.
- MacDonnell, J. 2017. 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.
- Mackay, D., and Fraser, A. 2000. Bioaccumulation of persistent organic chemicals: mechanisms and models. *Environ. Pollut.* 110(3): 375–391.
- Martin, S.B., Kowarski, K.A., Maxner, E.E., and Wilson, C.C. 2019. Acoustic Monitoring During Scotian Basin Exploration Project: Summer 2018. Document 01687, Version 2.0. Technical report by JASCO Applied Sciences for BP Canada Energy Group ULC: 77 p.
- Martineau, D., Béland, P., Desjardins, C., and Lagacé, A. 1987. Levels of organochlorine chemicals in tissues of beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence Estuary, Québec, Canada. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 16: 137–147.
- Matkin, C.O., Saulitis, E.L., Ellis, G.M., Olesiuk, P., and Rice, S.D. 2008. Ongoing population-level impacts on killer whales *Orcinus orca* following the 'Exxon Valdez' oil spill in Prince William Sound, Alaska. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 356: 269–281. doi:10.3354/meps07273.
- Maxwell, S.M., Hazen, E.L., Bograd, S.J., Halpern, B.S., Breed, G.A., Nickel, B., Teutschel, N.M., Crowder, L.B., Benson, S., Dutton, P.H., Bailey, H., Kappes, M.A., Kuhn, C.E., Weise, M.J., Mate, B., Shaffer, S.A., Hassrick, J.L., Henry, R.W., Irvine, L., McDonald, B.I., Robinson, P.W., Block, B.A., and Costa, D.P. 2013. Cumulative human impacts on marine predators. *Nat. Commun.* 4: 2688. doi:10.1038/ncomms3688.
- McConney, L., Wingfield, J., Rozalska, K., Schram, C., Pardy, G., Will, E., Feyrer, L., and Whitehead, H. 2023. [The current state of pressure monitoring in the Gully Marine Protected Area](#). *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3563: xi + 113 p.
- Meyer-Gutbrod, E., Greene, C., and Davies, K. 2018. Marine Species Range Shifts Necessitate Advanced Policy Planning: The Case of the North Atlantic Right Whale. *Oceanography* 31(2): 19–23. doi:10.5670/oceanog.2018.209.
-

- 
- Miller, P.J.O., Johnson, M.P., Madsen, P.T., Biassoni, N., Quero, M., and Tyack, P.L. 2009. Using at-sea experiments to study the effects of airguns on the foraging behavior of sperm whales in the Gulf of Mexico. *Deep-Sea Res. I: Oceanogr. Res. Pap.* 56(7): 1168–1181. doi:10.1016/j.dsr.2009.02.008.
- Miller, P.J.O., Kvadsheim, P.H., Lam, F.P.A., Tyack, P.L., Curé, C., DeRuiter, S.L., Kleivane, L., Sivle, L.D., van IJsselmuide, S.P., Visser, F., Wensveen, P.J., von Benda-Beckmann, A.M., Martín López, L.M., Narazaki, T., and Hooker, S.K. 2015. First indications that northern bottlenose whales are sensitive to behavioural disturbance from anthropogenic noise. *R. Soc. Open Sci.* 2(6): 140484. doi: 10.1098/rsos.140484.
- Ministère de la Défense nationale. 2021. Le ministère de la Défense nationale, zones de pratiques de tir et d'exercices, Canada atlantique. [Consulté le 12 février 2021].
- Mitchell, E. 1977. Evidence that the northern bottlenose whale is depleted. In: Twenty-seventh report of the Commission (covering the twenty-seventh fiscal year 1975-76). Cambridge, UK: International Whaling Commission: 195–203.
- Mitchell, J. 2008. Prevalence and characteristics of melon markings on northern bottlenose whales (*Hyperoodon ampullatus*) in the Gully and the effects of the Marine Protected Area on marks of anthropogenic origin. Undergraduate Honours Thesis, Dalhousie University, Halifax, Nova Scotia, Canada.
- Monteiro, S.S., Torres, J., Ferreira, M., Marçalo, A., Nicolau, L., Vingada, J.V., and Eira, C. 2016. Ecological variables influencing trace element concentrations in bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*, Montagu 1821) stranded in continental Portugal. *Sci. Total Environ.* 544: 837–844. doi:10.1016/j.scitotenv.2015.12.037.
- MPO. 2005. [La plate-forme Néo-Écossaise : atlas des activités humaines](#). Pêches et Océans Canada, Région des Maritimes.
- MPO. 2007a. [Évaluation du potentiel de rétablissement de la baleine à bec commune](#). Secr. can. consult. sci. du MPO, Avis sci. 2007/011.
- MPO. 2007b. [Les Grands Bancs de Terre-Neuve : Atlas des activités humaines](#). Pêches et Océans Canada. Région de Terre-Neuve et du Labrador.
- MPO. 2014. [Lignes directrices sur l'évaluation des menaces, des risques écologiques et des répercussions écologiques pour les espèces en péril](#). Secr. can. consult. sci. du MPO, Avis sci. 2014/013. (*Erratum* : juin 2016).
- MPO. 2015. [Examen des mesures d'atténuation et de surveillance dans le cadre des activités de levés sismiques dans l'habitat d'espèces de cétacés en péril et à proximité de celui-ci](#). Secr. can. consult. sci. du MPO, Avis sci. 2015/005.
- MPO. 2016a. [Programme de rétablissement de la baleine à bec commune \(\*Hyperoodon ampullatus\*\), population du plateau néo-écossais, dans les eaux canadiennes de l'Atlantique](#). Loi sur les espèces en péril, série de programmes de rétablissement. Pêches et Océans Canada, Ottawa: vii + 70 p.
- MPO. 2016b. [Estimations préliminaires des blessures et de la mortalité d'origine anthropique chez les cétacés dans les eaux canadiennes de l'Atlantique](#). Secr. can. consult. sci. du MPO, Avis sci. 2016/029.
- MPO. 2017. [Plan de gestion de la baleine à bec de Sowerby \(\*Mesoplodon bidens\*\) au Canada](#). Pêches et Océans Canada, Ottawa: iv + 46 p.
-

- 
- MPO. 2020a. [Évaluation de la répartition, des déplacements et de l'utilisation de l'habitat de la baleine à bec commune sur le plateau néo-écossais à l'appui de la désignation de l'habitat important](#). Secr. can. consult. sci. du MPO, Avis sci. 2020/008.
- MPO. 2020b. [Évaluation des menaces pesant sur la sous-population de tortue luth \(\*Dermochelys coriacea\*\) de l'Atlantique nord-ouest](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2020/039.
- Muir, D.C., and Norstrom, R.J. 1994. Persistent organic contaminants in Arctic marine and freshwater ecosystems. *Arctic Research of the United States* 8: 136–146.
- Münzel, T., Schmidt, F.P., Steven, S., Herzog, J., Daiber, A., and Sørensen, M. 2018. Environmental Noise and the Cardiovascular System. *J. Am. Coll. Cardiol.* 71(6): 688–697. doi:10.1016/j.jacc.2017.12.015.
- Murawski, S.A., Kilborn, J.P., Bejarano, A.C., Chagaris, D., Donaldson, D., Hernandez, F.J., MacDonald, T.C., Newton, C., Peebles, E., and Robinson, K.L. 2021. A Synthesis of Deepwater Horizon Impacts on Coastal and Nearshore Living Marine Resources. *Front. Mar. Sci.* 7: 594862. doi:10.3389/fmars.2020.594862.
- NAMMCO. 1995. North Atlantic Marine Mammal Commission Annual Report 1995. NAMMCO, Tromsø.
- National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine. 2017. Approaches to Understanding the Cumulative Effects of Stressors on Marine Mammals. The National Academies Press, Washington, DC. doi:10.17226/23479.
- Nemiroff, L., Wimmer, T., Daoust, P.-Y., and McAlpine, D.F. 2010. Cetacean Strandings in the Canadian Maritime Provinces, 1990-2008. *Can. Field-Nat.* 124(1): 32–44. doi:10.22621/cfn.v124i1.1027.
- New, L.F., Moretti, D.J., Hooker, S.K., Costa, D.P., and Simmons, S.E. 2013. Using Energetic Models to Investigate the Survival and Reproduction of Beaked Whales (family *Ziphiidae*). *PLoS One.* 8(7): e68725. doi:10.1371/journal.pone.0068725.
- Nieukirk, S.L., Stafford, K.M., Mellinger, D.K., Dziak, R.P., and Fox, C.G. 2004. Low-frequency whale and seismic airgun sounds recorded in the mid-Atlantic Ocean. *J. Acoust. Soc. Am.* 115(4): 1832–1843. doi:10.1121/1.1675816.
- NOAA. 2015. US Atlantic and Gulf of Mexico Marine Mammal Stock Assessments - 2014. NOAA Technical 809 Memorandum: 370. doi:10.7289/V5TQ5ZH0.
- Noël, M., Loseto, L.L., Helbing, C.C., Veldhoen, N., Dangerfield, N.J., and Ross, P.S. 2014. PCBs are associated with altered gene transcript profiles in arctic Beluga Whales (*Delphinapterus leucas*). *Environ. Sci. Technol.* 48(5): 2942–2951. doi:10.1021/es403217r.
- O'Brien, K., and Whitehead, H. 2013. Population analysis of Endangered northern bottlenose whales on the Scotian Shelf seven years after the establishment of a Marine Protected Area. *Endanger. Species Res.* 21(3): 273–284. doi:10.3354/esr00533.
- Oyarbide Cuervas-Mons, U. 2008. Interaction between sperm whales (*Physeter macrocephalus*) and northern bottlenose whales (*Hyperoodon ampullatus*) and deep-water trawlers in the Northwest Atlantic. Masters Thesis, St. Andrews University.
- Oyarbide, U., Feyrer, L., and Gordon, J. 2021a. Interaction between sperm whales (*Physeter macrocephalus*) and northern bottlenose whales (*Hyperoodon ampullatus*) and deep-water trawlers in the Northwest Atlantic. bioRxiv. doi:10.1101/2021.10.25.464263.
-

- 
- Oyarbide, U., Feyrer, L., and Gordon, J. 2021b. Interaction between sperm whales (*Physeter macrocephalus*) and northern bottlenose whales (*Hyperoodon ampullatus*) and deep-water trawlers in the Northwest Atlantic. bioRxiv. doi:10.1101/2021.10.25.464263.
- Pauly, D. 1995. Anecdotes and the shifting baseline syndrome of fisheries. Trends Ecol. Evol. 10(10): 430. doi:10.1016/S0169-5347(00)89171-5.
- Pershing, A.J., Christensen, L.B., Record, N.R., Sherwood, G.D., and Stetson, P.B. 2010. The impact of whaling on the ocean carbon cycle: why bigger was better. PLoS One. 5(8): e12444. doi:10.1371/journal.pone.0012444.
- Pershing, A.J., and Stamieszkin, K. 2020. The North Atlantic Ecosystem, from Plankton to Whales. Annu. Rev. Mar. Sci. 12: 339–359. doi:10.1146/annurev-marine-010419-010752.
- Peterson, C.H., Rice, S.D., Short, J.W., Esler, D., Bodkin, J.L., Ballachey, B.E., and Irons, D.B. 2003. Long-Term Ecosystem Response to the Exxon Valdez Oil Spill. Science. 302(5653): 2082–2086. doi:10.1126/science.1084282.
- Peterson, G. 2003. Whales beach seismic research. Geotimes. [Accessed 17 December 2020].
- Pike, D.G., Gunnlaugsson, T., Mikkelsen, B., Halldórsson, S.D., and Víkingsson, G. 2019. Estimates of the Abundance of Cetaceans in the Central North Atlantic based on the NASS Icelandic and Faroese Shipboard Surveys Conducted in 2015. NAMMCOSP 11. doi:10.7557/3.4941.
- Pirotta, E., Milor, R., Quick, N., Moretti, D., Di Marzio, N., Tyack, P., Boyd, I., and Hastie, G. 2012. Vessel noise affects beaked whale behavior: results of a dedicated acoustic response study. PLoS One. 7(8): e42535. doi:10.1371/journal.pone.0042535.
- Podestà, M., Azzellino, A., Cañadas, A., Frantzis, A., Moulins, A., Rosso, M., Tepsich, P., and Lanfredi, C. 2016. Cuvier's Beaked Whale, *Ziphius cavirostris*, Distribution and Occurrence in the Mediterranean Sea. Adv. Mar. Biol. 75: 103–140. doi:10.1016/bs.amb.2016.07.007.
- 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*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 74(5): 716–726. doi:10.1139/cjfas-2016-0293.
- Read, A.J. 2008. The Looming Crisis: Interactions between Marine Mammals and Fisheries. J. Mammal. 89(3): 541–548. doi:10.1644/07-MAMM-S-315R1.1.
- Read, A.J., Drinker, P., and Northridge, S. 2006. Bycatch of Marine Mammals in U.S. and Global Fisheries. Conserv. Biol. 20(1): 163–169.
- Record, N., Runge, J., Pendleton, D., Balch, W., Davies, K., Pershing, A., Johnson, C., Stamieszkin, K., Ji, R., Feng, Z., Kraus, S., Kenney, R., Hudak, C., Mayo, C., Chen, C., Salisbury, J., and Thompson, C. 2019. Rapid Climate-Driven Circulation Changes Threaten Conservation of Endangered North Atlantic Right Whales. Oceanography. 32(2): 162–169. doi:10.5670/oceanog.2019.201.
- Reeves, R.R., Mitchell, E., and Whitehead, H. 1993. Status of Northern Bottlenose whale, *Hyperoodon ampullatus*. Can. Field-Nat. 107(4): 490–508.
- Richardson, W.J., Greene, C.R., Malme, C.I., and Thomson, D.H. 1995. Marine Mammals and Noise. Academic Press, San Diego, CA.
- Rochman, C.M. 2018. Microplastics research—from sink to source. Science 360(6384): 28–29. doi:10.1126/science.aar7734.
-

- 
- Rogan, E., Cañadas, A., Macleod, K., Santos, M.B., Mikkelsen, B., Uriarte, A., Van Canneyt, O., Vázquez, J.A., and Hammond, P.S. 2017. Distribution, abundance and habitat use of deep diving cetaceans in the North-East Atlantic. *Deep Sea Res. Part II Top. Stud. Oceanogr.* 141(3): 8–19. doi:10.1016/j.dsr2.2017.03.015.
- 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. *Proc. Royal. Soc. B.* 279(1737): 2363–2368. doi:10.1098/rspb.2011.2429.
- Roman, J. 2003. Whales Before Whaling in the North Atlantic. *Science.* 301(5632): 508–510. doi:10.1126/science.1084524.
- Roman, J., Estes, J.A., Morissette, L., Smith, C., Costa, D., McCarthy, J., Nation, J.B., Nicol, S., Pershing, A., and Smetacek, V. 2014. Whales as marine ecosystem engineers. *Front. Ecol. Environ.* 12(7): 377–385. doi: 10.1890/130220.
- Romero, M.L., and Butler, L.K. 2007. Endocrinology of Stress. *Int. J. Comp. Psychol.* 20(2): 89–95.
- Ross, P., De Swart, R., Addison, R., Van Loveren, H., Vos, J., and Osterhaus, A. 1996. Contaminant-induced immunotoxicity in harbour seals: wildlife at risk? *Toxicology.* 112(2): 157–169.
- Ross, P.S. 2002. The Role of Immunotoxic Environmental Contaminants in Facilitating the Emergence of Infectious Diseases in Marine Mammals. *Hum. Ecol. Risk Assess.* 8(2): 277–292. doi:10.1080/20028091056917.
- Ross, P.S., and Birnbaum, L.S. 2003. Integrated Human and Ecological Risk Assessment: A Case Study of Persistent Organic Pollutants (POPs) in Humans and Wildlife. *Hum. Ecol. Risk Assess.* 9(1): 303–324. doi:10.1080/727073292.
- Rozalska, K., and Coffen-Smout, S. 2020. Maritimes Region Fisheries Atlas: catch weight landings mapping (2014-2018) on a hexagon grid. *Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques 3373*: vi + 68 p.
- Sanderson, C.E., and Alexander, K.A. 2020. Unchartered waters: Climate change likely to intensify infectious disease outbreaks causing mass mortality events in marine mammals. *Glob. Change Biol.* 26(8): 4284–4301. doi:10.1111/gcb.15163.
- Schakner, Z.A., Lunsford, C., Straley, J., Eguchi, T., and Mesnick, S.L. 2014. Using Models of Social Transmission to Examine the Spread of Longline Depredation Behavior among Sperm Whales in the Gulf of Alaska. *PLoS One.* 9(10): e109079. doi:10.1371/journal.pone.0109079.
- Schoeman, R.P., Patterson-Abrolat, C., and Plön, S. 2020. A Global Review of Vessel Collisions With Marine Animals. *Front. Mar. Sci.* 7: 292. doi:10.3389/fmars.2020.00292.
- Secchi, E.R., and Zarzur, S. 1999. Plastic debris ingested by a Blainville's beaked whale, *Mesoplodon densirostris*, washed ashore in Brazil. *Aquat. Mamm.* 25(1): 21–24.
- Silber, G.K., Lettrich, M.D., Thomas, P.O., Baker, J.D., Baumgartner, M., Becker, E.A., Boveng, P., Dick, D.M., Fiechter, J., Forcada, J., Forney, K.A., Griffis, R.B., Hare, J.A., Hobday, A.J., Howell, D., Laidre, K.L., Mantua, N., Quakenbush, L., Santora, J.A., Stafford, K.M., Spencer, P., Stock, C., Sydeman, W., Van Houtan, K., and Waples, R.S. 2017. Projecting Marine Mammal Distribution in a Changing Climate. *Front. Mar. Sci.* 4: 413. doi:10.3389/fmars.2017.00413.
-



- 
- Simmonds, M.P., and Lopez-Jurado, L.F. 1991. Whales and the military. *Nature*. 351: 448. doi:10.1038/351448a0.
- Simonis, A.E., Brownell, R.L., Thayre, B.J., Trickey, J.S., Oleson, E.M., Huntington, R., and Baumann-Pickering, S. 2020. Co-occurrence of beaked whale strandings and naval sonar in the Mariana Islands, Western Pacific. *Proc. R. Soc. B*. 287(1921): 20200070. doi:10.1098/rspb.2020.0070.
- Southall, B.L., Rowles, T.K., Gulland, F., Baird, R.W., and Jepson, P.D. 2013. Final report of the Independent Scientific Review Panel investigating potential contributing factors to a 2008 mass stranding of melon-headed whales (*Peponocephala electra*) in Antsohihy, Madagascar.
- Springer, A.M., Estes, J.A., Vliet, G.B. van, Williams, T.M., Doak, D.F., Danner, E.M., Forney, K.A., and Pfister, B. 2003. Sequential megafaunal collapse in the North Pacific Ocean: An ongoing legacy of industrial whaling? *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 100(21): 12223–12228. doi:10.1073/pnas.1635156100.
- Stengel, D., O'Reilly, S., and O'Halloran, J. 2006. Contaminants and pollutants. *In* The ecology of transportation: managing mobility for the environment. Springer. pp. 361–389.
- Stimpert, A.K., DeRuiter, S.L., Southall, B.L., Moretti, D.J., Falcone, E.A., Goldbogen, J.A., Friedlaender, A., Schorr, G.S., and Calambokidis, J. 2014. Acoustic and foraging behavior of a Baird's beaked whale, *Berardius bairdii*, exposed to simulated sonar. *Sci. Rep.* 4: 7031. doi:10.1038/srep07031.
- Stone, C.J., and Tasker, M.L. 2006. The effects of seismic airguns on cetaceans in UK waters. *J. Cetacean Res. Manag.* 8(3): 255–263.
- 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. *Environ. Sci. Technol.* 50(12): 6172–6179. doi:10.1021/acs.est.5b05891.
- Takahashi, S., Oshihoi, T., Ramu, K., Isobe, T., Ohmori, K., Kubodera, T., and Tanabe, S. 2010. Organohalogen compounds in deep-sea fishes from the western North Pacific, off-Tohoku, Japan: Contamination status and bioaccumulation profiles. *Mar. Pollut. Bull.* 60(2): 187–196.
- Taylor, B.L., Chivers, S.J., Larese, J., and Perrin, W.F. 2007. Generation length and percent mature estimates for IUCN assessments of cetaceans. Administrative Report LJ-07-01, National Marine Fisheries Service, Southwest Fisheries Science Center.
- Themelis, D., Harris, L., and Hayman, T. 2016. [Preliminary analysis of human-induced injury and mortality to cetaceans in Atlantic Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/085: v + 15 p.
- Theriault, J.A., and Moors-Murphy, H.B. 2015. [Species at Risk criteria and seismic-survey noise thresholds for cetaceans](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/078: v + 42 p.
- Thompson, P.M., Brookes, K.L., Graham, I.M., Barton, T.R., Needham, K., Bradbury, G., and Merchant, N.D. 2013. Short-term disturbance by a commercial two-dimensional seismic survey does not lead to long-term displacement of harbour porpoises. *Proc. R. Soc. B*. 280(1771): 20132001. doi:10.1098/rspb.2013.2001.
- Tixier, P., Barbraud, C., Pardo, D., Gasco, N., Duhamel, G., and Guinet, C. 2017. Demographic consequences of fisheries interaction within a killer whale (*Orcinus orca*) population. *Mar. Biol.* 164: 170. doi:10.1007/s00227-017-3195-9.
-

- 
- Tomczak, M. 1984. Defining marine pollution: a comparison of definitions used by international conventions. *Mar. Policy* 8(4): 311–322. doi:10.1016/0308-597X(84)90023-X.
- Tulloch, V., Pirodda, V., Grech, A., Crocetti, S., Double, M., How, J., Kemper, C., Meager, J., Peddemors, V., Waples, K., Watson, M., and Harcourt, R. 2020. [Long-term trends and a risk analysis of cetacean entanglements and bycatch in fisheries gear in Australian waters](#). *Biodivers. Conserv.* 29: 251–282.
- Tyack, P.L., Zimmer, W.M.X., Moretti, D., Southall, B.L., Claridge, D.E., Durban, J.W., Clark, C.W., D’Amico, A., DiMarzio, N., Jarvis, S., McCarthy, E., Morrissey, R., Ward, J., and Boyd, I.L. 2011. Beaked Whales Respond to Simulated and Actual Navy Sonar. *PLoS One*. 6(3): e17009. doi:10.1371/journal.pone.0017009.
- Van Waerebeek, K., Baker, A.N., Félix, F., Gedamke, J., Iñiguez, M., Sanino, G.P., Secchi, E., Sutaria, D., Helden, A. van, and Wang, Y. 2007. Vessel collisions with small cetaceans worldwide and with large whales in the Southern Hemisphere, an initial assessment. *Lat. Am. J. Aquat. Mamm.* 6(1): 43–69. doi:10.5597/lajam00109.
- Veirs, S., Veirs, V., and Wood, J.D. 2016. Ship noise extends to frequencies used for echolocation by endangered killer whales. *PeerJ*. 4: e1657. doi:10.7717/peerj.1657.
- Villarrubia-Gómez, P., Cornell, S.E., and Fabres, J. 2018. Marine plastic pollution as a planetary boundary threat – The drifting piece in the sustainability puzzle. *Mar. Policy*. 96: 213–220. doi:10.1016/j.marpol.2017.11.035.
- Visser, I.N. 1999. Propeller scars on and known home range of two orca (*Orcinus orca*) in New Zealand waters. *N. Z. J. Mar. Freshwater Res.* 33(4): 635–642. doi:10.1080/00288330.1999.9516906.
- Weir, C.R. 2008a. Overt responses of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*), sperm whales (*Physeter macrocephalus*), and Atlantic spotted dolphins (*Stenella frontalis*) to seismic exploration off Angola. *Aquat. Mamm.* 34(1): 71–83. doi:10.1578/AM.34.1.2008.71.
- Weir, C.R. 2008b. Short-finned pilot whales (*Globicephala macrorhynchus*) respond to an airgun ramp-up procedure off Gabon. *Aquat. Mamm.* 34(3): 349–354. doi:10.1578/AM.34.3.2008.349.
- Wensveen, P.J., Isojunno, S., Hansen, R.R., von Benda-Beckmann, A.M., Kleivane, L., van IJsselmuide, S., Lam, F.-P.A., Kvadsheim, P.H., DeRuiter, S.L., Curé, C., Narazaki, T., Tyack, P.L., and Miller, P.J.O. 2019. Northern bottlenose whales in a pristine environment respond strongly to close and distant navy sonar signals. *Proc. Royal Soc. B*. 286(1899): 20182592. doi:10.1098/rspb.2018.2592.
- Whitehead Lab. 1999. [A video of an encounter with a live entangled Northern Bottlenose whale in the Gully, Nova Scotia, Canada, August 21, 1999](#). Whitehead Lab, Dalhousie University.
- Whitehead, H., and Hooker, S.K. 2012. Uncertain status of the northern bottlenose whale *Hyperoodon ampullatus*: population fragmentation, legacy of whaling and current threats. *Endanger. Species Res.* 19: 47–61. doi:10.3354/esr00458.
- Williams, R., Cholewiak, D., Clark, C.W., Erbe, C., George, C., Lacy, R., Leaper, R., Moore, S., New, L., Parsons, C., Rosenbaum, H., Rowles, T., Simmonds, M., Stimmelmayer, R., and Wright, A. 2020. Chronic ocean noise and cetacean population models. *J. Cetacean Res. Manage.* 21: 85–94. doi:10.47536/jcrm.v21i1.202.
-

- 
- Williams, R., Gero, S., Bejder, L., Calambokidis, J., Kraus, S.D., Lusseau, D., Read, A.J., and Robbins, J. 2011. Underestimating the damage: interpreting cetacean carcass recoveries in the context of the Deepwater Horizon/BP incident: Low probability of cetacean carcass recovery. *Conserv. Lett.* 4(3): 228–233. doi:10.1111/j.1755-263X.2011.00168.x.
- Wimmer, T., and Whitehead, H. 2004. Movements and distribution of northern bottlenose whales, *Hyperoodon ampullatus*, on the Scotian Slope and in adjacent waters. *Can. J. Zool.* 82(11): 1782–1794. doi:10.1139/z04-168.
- Woo-Durand, C., Matte, J.-M., Cuddihy, G., McGourdji, C.L., Venter, O., and Grant, J.W.A. 2020. Increasing importance of climate change and other threats to at-risk species in Canada. *Environ. Res.* 28(4): 449–456. doi:10.1139/er-2020-0032.
- 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*. Academic Press. pp. 391–406. doi:10.1016/B978-0-12-805052-1.00024-3.

## ANNEXE

Tableau A1. Registre des empêtements de baleines à bec communes au large de l'est du Canada, par population. N indique le nombre d'animaux associés à la description de l'empêtement.

N	Description	Références
<b>Empêtements associés à la population du plateau néo-écossais</b>		
1	Empêtement dans un engin de pêche du calmar déclaré par un observateur en mer (appelé « rejet ») en 1981.	(Harris <i>et al.</i> 2013)
3	Empêtements dans le chalut de pêche du merlu argenté déclarés par des observateurs en mer (dont deux ont été qualifiés de « rejets ») entre 1990 et 1993.	(Hooker <i>et al.</i> 1997, Harris <i>et al.</i> 2013, Feyrer <i>et al.</i> 2021)
1	En 1999, des chercheurs ont signalé un empêtement grave dans une palangre de pêche à l'espadon; une palangre était enroulée autour du bec de l'individu à un degré qui l'empêchait de se nourrir et qui était présumé mortel.	(Whitehead Lab 1999, Gowans <i>et al.</i> 2000, Harris <i>et al.</i> 2013, Feyrer <i>et al.</i> 2021)
1	Empêtement d'un juvénile dans une palangre pélagique à l'espadon, déclaré par un observateur en mer en 2001; l'animal a été relâché avec l'hameçon, mais vivant.	(Wimmer et Whitehead 2004, Harris <i>et al.</i> 2013, Feyrer <i>et al.</i> 2021)
1	Empêtement mortel entre 2008 et 2014 associé à un engin décrit comme un « filet » dans des rapports opportunistes au large du Canada atlantique.	(Themelis <i>et al.</i> 2016, Feyrer <i>et al.</i> 2021)
1	Empêtement mortel en 2001 associé à une palangre sur les Grands Bancs.	(Garrison 2003, Feyrer <i>et al.</i> 2021)
1	Présence de baleine à bec commune décomposée, trouvée dans un chalut sur les Grands Bancs, avant 2007.	(Feyrer <i>et al.</i> 2021, Oyarbide <i>et al.</i> 2021a)
1	Baleine à bec commune vivante échouée en 2005; morte plus tard à Milltown (Terre-Neuve) avec des marques d'engin sur la queue.	(Ledwell et Huntington 2005, Feyrer <i>et al.</i> 2021, Kelly <i>et al.</i> 2003)
<b>Empêtements associés à la population du détroit de Davis, de la baie de Baffin et de la mer du Labrador</b>		
1	Individu empêtré dans un piège à calmar, relâché vivant dans le bras de mer Dildo, dans la baie de la Trinité.	(Lien <i>et al.</i> 1990)
1	Empêtement dans un chalut de pêche au flétan du Groenland déclaré par un observateur en mer en 2002.	(Harris <i>et al.</i> 2013)
1	Empêtement dans une palangre au flétan du Groenland, déclaré par un observateur en mer en 2003; l'animal a été relâché vivant.	(Harris <i>et al.</i> 2013, Feyrer <i>et al.</i> 2021)
1	Empêtement fatal dans un filet maillant de la pêche au flétan du Groenland, déclaré par un pêcheur en 2008; l'animal était empêtré par son pédoncule caudal.	(Harris <i>et al.</i> 2013)
1	Baleine à bec commune échouée avec une vieille cicatrice profonde à ½ distance entre la nageoire dorsale et le pédoncule sur la crête dorsale et des cicatrices sur le pédoncule à la jonction avec les lobes. Les cicatrices semblent causées par un empêtement dans un engin de pêche.	(Ledwell <i>et al.</i> 2021)