



Fisheries and Oceans
Canada

Pêches et Océans
Canada

Ecosystems and
Oceans Science

Sciences des écosystèmes
et des océans

Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS)

Document de recherche 2021/020

Région du Pacifique

Évaluation du potentiel de rétablissement de la baleine grise (*Eschrichtius robustus*) : groupe s'alimentant sur la côte du Pacifique et population du Pacifique Ouest dans les eaux canadiennes

Katherine Gavrilchuk¹ et Thomas Doniol-Valcroze²

¹Pêches et Océans Canada
Centre d'entreprise des sciences du Pacifique
4160, Marine Drive
West Vancouver (Colombie-Britannique) V7V 1H2

²Pêches et Océans Canada
Station biologique du Pacifique
3190, Hammond Bay Road
Nanaimo (Colombie-Britannique) V9T 6N7

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 de consultation scientifique
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 la Reine du chef du Canada, 2021
ISSN 2292-4272

La présente publication doit être citée comme suit :

Gavrilchuk, K. et Doniol-Valcroze, T. 2021. Évaluation du potentiel de rétablissement de la baleine grise (*Eschrichtius robustus*) : groupe s'alimentant sur la côte du Pacifique et population du Pacifique Ouest dans les eaux canadiennes. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/020. v + 58 p.

Also available in English:

Gavrilchuk, K. and Doniol-Valcroze, T. 2021. Recovery Potential Assessment for the Grey Whale (Eschrichtius robustus): Pacific Coast Feeding Group and Western Pacific Population in Canadian Waters. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2021/020. iv + 52 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	iv
INTRODUCTION	1
BIOLOGIE ET ÉCOLOGIE DE L'ESPÈCE	2
ÉVALUATION	3
TENDANCES DE L'ABONDANCE ET DE LA RÉPARTITION DES POPULATIONS	3
BESOINS EN MATIÈRE D'HABITAT ET DE RÉSIDENCE	5
Propriétés de l'habitat.....	5
Habitat de reproduction et de mise bas	5
Habitat de migration	5
Habitat d'alimentation.....	6
Résidence	8
PRÉSENCE DE LA BALEINE GRISE AU CANADA.....	8
MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS.....	10
Menaces	10
Facteurs limitatifs	15
Menaces pour les espèces cooccurrentes.....	16
OBJECTIFS ET DÉLAI DE RÉTABLISSEMENT	16
Abondance historique et capacité de charge.....	16
Objectifs proposés en matière d'abondance et de répartition	17
PROJECTIONS DÉMOGRAPHIQUES	18
Description du modèle.....	18
Distributions de paramètres.....	19
Projections	20
SCÉNARIOS D'ATTÉNUATION DES MENACES ET ACTIVITÉS DE RECHANGE	21
ÉVALUATION DES DOMMAGES ADMISSIBLES.....	22
TABLEAUX	25
FIGURES.....	32
RÉFÉRENCES CITÉES.....	47
ANNEXE	58

RÉSUMÉ

Lorsque le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) évalue qu'une espèce aquatique est menacée, en voie de disparition ou disparue, Pêches et Océans Canada (MPO) prend diverses mesures pour appuyer l'application de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP). En novembre 2017, le COSEPAC a divisé la population de baleine grise de l'Est du Pacifique Nord en deux unités désignables (UD) : la population migratrice du Pacifique Nord (non en péril, ~27 000 individus) et le groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique (en voie de disparition, 243 individus). Certains individus d'une autre UD, la population de baleine grise du Pacifique Ouest (en voie de disparition, 282 individus), migrent à travers le Pacifique Nord, en passant par les eaux canadiennes et américaines, jusqu'aux aires de reproduction au Mexique. L'objectif de la présente évaluation du potentiel de rétablissement est de fournir des renseignements scientifiques sur l'état actuel des deux UD de baleine grise en voie de disparition au Canada, les menaces pesant sur leur survie et leur rétablissement, et la faisabilité de leur rétablissement. Les trois UD partagent des aires de reproduction au Mexique pendant l'hiver et une partie de la route de migration le long de la côte Ouest de l'Amérique du Nord au printemps et à l'automne. La population migratrice du Pacifique Nord se nourrit dans les mers de Beaufort, de Béring et des Tchouktches, tandis que le groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique affiche une grande fidélité aux sites d'alimentation des basses latitudes, principalement du nord de la Californie au nord de la Colombie-Britannique pendant l'été. La population du Pacifique Ouest se nourrit au large de l'île de Sakhaline et de la péninsule du Kamtchatka en Russie. L'abondance du groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique a augmenté de 1998 à 2004, est restée relativement stable de 2005 à 2010, et a augmenté de 2011 à 2015. L'abondance de la population du Pacifique Ouest (y compris les regroupements en quête de nourriture de l'île de Sakhaline et du Kamtchatka) a augmenté régulièrement de 2 à 5 % depuis le milieu des années 1990. Les principales menaces pour la survie et le rétablissement du groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique et de la population du Pacifique Ouest sont les empêtements dans les engins de pêche et les collisions avec les navires. Les menaces pour l'habitat comprennent l'industrialisation côtière, les projets d'aménagement ou toute activité qui perturbe ou détruit l'habitat côtier. Les facteurs limitatifs de la survie et du rétablissement sont notamment les répercussions de la variabilité environnementale et de l'acidification des océans sur la qualité, l'abondance ou la disponibilité des proies, l'exposition aux toxines nocives d'origine naturelle et la prédation exercée par les épaulards. Trois objectifs en matière d'abondance sont proposés pour le rétablissement du groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique et de la population du Pacifique Ouest au Canada : 1) maintenir une taille de la population stable; 2) maintenir une population croissante pour dépasser 250 individus matures; et 3) maintenir une population croissante pour dépasser 1 000 individus matures. D'après les projections, la réalisation de l'objectif 1 d'ici 2038 est probable à 86 % et 100 % pour le groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique et la population du Pacifique Ouest, respectivement, et celle de l'objectif 2 est probable à 11 % (groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique) et 94 % (population du Pacifique Ouest). Toutefois, ces probabilités dépendent fortement de la capacité de charge actuelle de ces populations, laquelle est incertaine pour les deux UD. La probabilité d'atteindre une abondance de 1 000 individus matures dans la population (c'est-à-dire que la population ne soit plus en voie de disparition ou menacée) dans un délai de 23 ans est de 0 % pour le groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique et pour la population du Pacifique Ouest. Dans le cas des deux UD, un objectif raisonnable en matière de répartition pour le rétablissement serait de maintenir leur étendue spatiale actuelle connue. En utilisant la méthode du prélèvement biologique potentiel, les dommages admissibles ont été calculés à 1,8 baleine du groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique par an et à 2,1 baleines de la population du Pacifique Ouest par an (ces valeurs concernent l'ensemble des populations et sont supposées

représenter la mortalité anthropique sur l'ensemble de leur aire de répartition et non pas seulement dans les eaux canadiennes.

INTRODUCTION

La population de baleine grise dans l'océan Atlantique a disparu avant la fin du XIX^e siècle (COSEPAC, 2009). Les baleines grises de l'océan Pacifique étaient traditionnellement reconnues comme deux populations géographiquement et génétiquement distinctes, l'une migrant le long de la côte Ouest de l'Amérique du Nord, du Mexique jusqu'aux mers de Béring, des Tchouktches et de Beaufort, et l'autre migrant le long de la côte Est de l'Asie, de la péninsule coréenne jusqu'à la Russie (Rice et Wolman, 1971; LeDuc *et al.*, 2002). Lorsque le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a considéré la population du Pacifique Nord-Est comme une seule population et l'a désignée comme étant non en péril en avril 1987. Après avoir réexaminé son statut, il l'a désignée « préoccupante » en mai 2004. Le Pêches et Océans Canada (MPO) a publié un plan de gestion de la baleine grise de l'Est du Pacifique au Canada (Pêches et Océans Canada, 2010) en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) en 2011, et un rapport intitulé *Comptes rendus sur les progrès de la mise en œuvre du Plan de gestion de la baleine grise de l'est du Pacifique (Eschrichtius robustus) au Canada pour la période de 2011 à 2015 en 2019* (Pêches et Océans Canada, 2019).

On a récemment découvert que certaines baleines grises de la population du Pacifique Ouest migrent vers la côte Ouest de l'Amérique du Nord pour se joindre à la population du Pacifique Nord-Est pendant la migration et dans les sites de reproduction au Mexique (Lang, 2010; Mate *et al.*, 2011, 2015; Weller *et al.*, 2012; Urbán *et al.*, 2013). Parallèlement, des études génétiques et d'identification photographique semblent indiquer qu'un groupe de baleines grises de la population du Pacifique Nord-Est pourrait être démographiquement distinct dans la mesure où il présente une fidélité d'origine maternelle à certaines aires d'alimentation, plus au sud que la population plus importante du Pacifique Nord-Est, ainsi qu'un certain degré de recrutement interne (Calambokidis *et al.*, 2002, 2017; Frasier *et al.*, 2011; Lang *et al.*, 2014). Ces deux constatations ont conduit le COSEPAC à diviser la population du Pacifique Nord-Est en deux unités désignables (UD) en novembre 2017 : la population migratrice du Pacifique Nord, désignée comme non en péril, et le groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique, désigné comme en voie de disparition car il compte moins de 250 individus matures (COSEPAC, 2017). La population du Pacifique Ouest, qui avait été précédemment évaluée et désignée comme étant en voie de disparition par l'UICN (Cooke, 2018), a également été désignée comme étant en voie de disparition par le COSEPAC en novembre 2017, compte tenu du fait que certains individus utilisent les eaux canadiennes pour la migration et potentiellement pour se nourrir (COSEPAC, 2017).

La structure des populations de baleines grises dans le Pacifique Nord est un domaine de recherche en cours. La Commission baleinière internationale (CBI) a organisé cinq ateliers entre 2014 et 2018 pour étudier différentes hypothèses sur la structure des stocks en utilisant toutes les sources de données disponibles (Commission baleinière internationale, 2018a). Les aires d'hivernage et les routes migratoires des baleines grises dans l'ouest du Pacifique Nord sont encore incertaines (examiné dans Weller *et al.*, 2002). On ignore également quelle proportion de la population du Pacifique Ouest utilise les eaux de l'est du Pacifique. D'après les données actuelles, toutes les baleines grises identifiées dans l'ouest du Pacifique Nord ne partagent pas une aire d'hivernage commune (Weller *et al.*, 2012).

À l'appui des recommandations d'inscription du groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique et de la population du Pacifique Ouest par le ministre, on a demandé à la Direction des sciences du MPO d'effectuer une évaluation du potentiel de rétablissement conformément aux lignes directrices nationales correspondantes. L'avis formulé dans l'évaluation du potentiel de rétablissement peut servir à orienter la décision concernant l'inscription de l'espèce à la fois sur les plans scientifique et socio-économique; à guider la préparation d'un programme de

rétablissement et d'un plan d'action; à soutenir le processus décisionnel concernant la délivrance de permis ou la conclusion des ententes et à orienter la formulation des exemptions et des conditions connexes, conformément aux articles 73, 74, 75, 77 et 78 et au paragraphe 83(4) de la LEP. L'avis que contient l'EPR peut aussi servir à préparer les rapports visés par l'article 55 de la LEP. L'avis issu de ce processus permettra de mettre à jour et de consolider les avis déjà formulés au sujet du groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique et de la population du Pacifique Ouest.

BIOLOGIE ET ÉCOLOGIE DE L'ESPÈCE

La baleine grise (*Eschrichtius robustus*) est un mysticète de taille moyenne à grande. C'est le seul membre de la famille des Eschrichtiidae. Les adultes mesurent entre 11 et 15 m de long, et les baleineaux 4 à 5 m à la naissance (Rice *et al.*, 1984). Les adultes ont une pigmentation tachetée, allant du gris clair au gris foncé. Les baleineaux sont gris anthracite foncé et deviennent plus pâles avec l'âge. La peau est souvent recouverte d'ectoparasites tels que les cyamidés (« poux des baleines ») et les cirripèdes, qui forment des taches blanches à orange (Jones *et al.*, 1984). Les baleines grises sont dépourvues de nageoire dorsale et présentent une rangée de six à douze bosses ou articulations tarso-métatarsiennes le long du pédoncule jusqu'aux nageoires de la queue. La gorge porte deux à cinq sillons ou rainures, qui aident à distendre et à comprimer la gorge pendant l'alimentation.

Les baleines grises se nourrissent en filtrant leurs petites proies à travers les fanons qui pendent de la mâchoire supérieure. Elles sont considérées comme des prédateurs généralistes et opportunistes, consommant une variété de proies vertébrées et invertébrées dans les environnements pélagiques et benthiques (Nerini, 1984; Darling *et al.*, 1988; Reeves et Mitchell 1988). La plupart des individus de l'espèce entreprennent des migrations saisonnières, passant les mois d'hiver dans les aires de reproduction des basses latitudes et l'été dans les zones d'alimentation tempérées et arctiques (Rice *et al.*, 1984). Les baleines grises forment généralement de petits groupes d'un à trois individus, mais on peut trouver des baleines migratrices en groupes de 20 individus. Des regroupements plus importants se produisent également dans les aires d'alimentation et de reproduction (Rice et Wolman, 1971).

Les mâles et les femelles atteignent la maturité sexuelle vers l'âge de huit ans et la maturité physique à 40 ans environ. Le comportement sexuel a été observé toute l'année, mais la plupart des baleineaux sont conçus fin novembre et début décembre, pendant la migration vers le sud (Rice et Wolman, 1971). La gestation dure 13-14 mois et les femelles donnent naissance à un seul petit entre début janvier et mi-février. La période de lactation est d'environ six à sept mois. L'intervalle entre les naissances est de deux ans si les femelles sont en bonne condition physique, et plus les années où l'abondance ou la disponibilité des proies est réduite ou si d'autres scénarios de perturbation entraînent une altération de l'état physique (Perryman *et al.*, 2002; Villegas-Amtmann *et al.*, 2015). La durée de génération, ou l'âge moyen des parents, est d'environ 23 ans. Les taux de survie des baleineaux (< 1 an) sont estimés à 0,63 pour le groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique, et à 0,67 pour la population du Pacifique Ouest. Le taux de survie des individus autres que les baleineaux (> 1 an) est estimé à 0,97 pour le groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique, et à 0,98 pour la population du Pacifique Ouest. Les paramètres du cycle biologique et les références connexes sont présentés dans le tableau 1.

ÉVALUATION

TENDANCES DE L'ABONDANCE ET DE LA RÉPARTITION DES POPULATIONS

Les aires d'alimentation et de reproduction des baleines grises dans le Pacifique Nord (connues et historiques) sont présentées aux figures 1 et 2 (Union internationale pour la Conservation de la Nature, 2016). La population migratrice du Pacifique Nord (figure 3) migre chaque année le long de la côte Ouest de l'Amérique du Nord, depuis les lagunes de reproduction et de mise bas en hiver au Mexique jusqu'aux aires d'alimentation d'été et d'automne dans les mers des Tchouktsches et de Beaufort et dans le nord-ouest de la mer de Béring. Étant donné la voie de migration côtière empruntée par les baleines grises, on a recouru dans le passé à des dénombrements systématiques et annuels à terre des animaux en migration pour estimer l'abondance de la population. La taille estimative de la population pendant la migration vers le sud, le long de la côte centrale de la Californie, a augmenté de 1967 à 1987, est restée relativement stable du milieu des années 1990 à 2010, et a augmenté de 2014 à 2015. La dernière estimation de l'abondance était de 26 960 baleines (CV = 0,05) en 2015-2016 (Durban *et al.*, 2017); ce chiffre inclut probablement des membres des trois UD (population migratrice du Pacifique Nord, groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique et population du Pacifique Ouest).

Le groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique constitue une unité désignable, car il présente des caractéristiques qui en font une population « distincte » et « importante dans l'évolution par rapport aux autres populations », et qui peuvent justifier une gestion séparée (COSEPAC, 2017). Des découvertes génétiques, telles qu'un profil uniforme de différenciation de l'ADNmt par rapport à la population migratrice du Pacifique Nord, ainsi que les données de photo-identification, donnent à penser que le groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique fait preuve d'une forte fidélité d'origine maternelle aux aires d'alimentation estivales. Pour déterminer si le groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique peut être considéré comme une « population distincte », il faudrait mieux comprendre le degré de recrutement interne par rapport à l'immigration externe (individus dont les parents ne sont pas membres du groupe et qui entrent dans la population).

Le groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique partage un couloir migratoire et un lieu de reproduction avec la population migratrice du Pacifique Nord, mais il se nourrit à des latitudes plus basses, principalement du nord de la Californie au nord de la Colombie-Britannique (C.-B.; figure 4). Ces baleines ont été fréquemment observées en Alaska et parfois dans la mer de Beaufort (Darling, 1984; Gosho *et al.*, 2011; Calambokidis, Laake et Klimek, 2012). Les aires d'alimentation utilisées par le groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique se trouvent sur le couloir de migration de la population migratrice du Pacifique Nord, plus nombreuse. La définition de l'aire de répartition géographique et temporelle du groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique a fait l'objet d'un débat. Des études d'identification photographique montrent que les baleines grises observées du nord de la Californie au nord de la Colombie-Britannique pendant l'été et l'automne composent deux groupes : 1) les individus qui reviennent fréquemment dans la région, affichent un degré plus élevé de fidélité au site en cours de saison et représentent la majorité des observations entre le 1^{er} juin et le 30 novembre; et 2) les individus dits « de passage », qui sont souvent observés une seule année, sont généralement observés pendant des périodes plus courtes et dans des zones plus limitées (Calambokidis *et al.*, 2017). Aux fins de gestion, la Commission baleinière internationale a défini le groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique comme étant les individus observés entre le 1^{er} juin et le 30 novembre entre 41°N et 52°N au moins deux années (Commission baleinière internationale, 2011, 2012). Cette définition a été notée dans COSEPAC (2017) et utilisée dans les récentes évaluations des stocks de mammifères marins aux États-Unis (Carretta *et al.*,

2018a). L'aire de répartition géographique est limitée à 52°N puisque la majorité des efforts de photo-identification ont été déployés entre 41°N et 52°N, et les estimations de la population sont donc plus fiables pour cette zone.

La taille du groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique a augmenté de 1998 à 2004, est demeurée relativement stable de 2005 à 2010 et a augmenté de 2011 à 2015. La plus récente estimation de l'abondance est de 243 (ET 18,9) individus en 2015 (Calambokidis *et al.*, 2017). Le nombre annuel moyen de nouvelles baleines grises autres que les baleineaux dans la région du groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique est de 37,2, et la moyenne annuelle des baleines recrutées (observées une année ultérieure) est de 14,9 (Calambokidis *et al.*, 2017). Compte tenu de la nature de la définition d'un individu du groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique, de l'immigration/émigration dynamique avec la population migratrice du Pacifique Nord et de la grande variation interannuelle de la probabilité de capture (due à la couverture de la zone de relevé et aux déplacements des animaux entre les régions), on estime la taille de la population à l'aide de techniques de capture-marquage-recapture photographique, avec un certain degré d'incertitude. Le recrutement dans le groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique semble compensé par la mortalité ou l'émigration permanente, bien que ces deux processus puissent être difficiles à différencier pour les modèles et doivent faire l'objet d'études plus approfondies.

La population du Pacifique Ouest (figure 5) passe l'été et l'automne à se nourrir dans la mer d'Okhotsk et la mer de Béring, principalement au large du nord-est de l'île de Sakhaline et du sud-est du Kamtchatka, en Russie (Weller *et al.*, 1999; Tyurneva *et al.*, 2010; Burdin, Sychenko et Sidorenko, 2017). Plus de la moitié des individus photographiés au large du sud-est de la péninsule du Kamtchatka correspondaient à ceux observés près de l'île de Sakhaline (Tyurneva, Yakovlev et Vertyankine 2013). Certains individus identifiés dans les aires d'alimentation de l'ouest du Pacifique ont été suivis ou repérés entre l'Alaska et le Mexique dans l'est du Pacifique (Weller *et al.*, 2013; Mate, Liyashenko *et al.*, 2015; Urbán *et al.*, 2013), tandis que d'autres migrent probablement vers le sud, dans les eaux au large du Japon et de la Chine (Weller *et al.*, 2016); toutefois, l'emplacement des aires de reproduction dans l'ouest du Pacifique Nord reste incertain. Historiquement, les eaux côtières au large de la Russie orientale, de la péninsule coréenne et du Japon faisaient partie du couloir migratoire de la population du Pacifique Ouest, et des zones situées dans la mer de Chine méridionale ont pu être utilisées comme zones de reproduction et de mise bas (Weller *et al.*, 2002, 2013). Le nombre de baleines grises dans l'ouest du Pacifique a été considérablement réduit lors de la chasse commerciale à la baleine, et les observations modernes de baleines grises au large du Japon (Nambu *et al.*, 2010; Nakamura *et al.*, 2017a, 2017b) et de la Chine (Zhu, 2002; Wang *et al.*, 2015) sont peu fréquentes. Cependant, les observations de baleines grises au large de la côte Pacifique du Japon semblent avoir augmenté au cours des deux dernières décennies (Weller *et al.*, 2016; Nakamura *et al.*, 2017b).

La taille et les trajectoires de la population du Pacifique Ouest ont été évalués à l'aide de modèles de population à un ou plusieurs stocks, structurés par étapes et fondés sur des individus (Cooke *et al.*, 2016, 2017). Les regroupements alimentaires de l'île de Sakhaline et du Kamtchatka ont augmenté de 2 à 5 % par an au cours des 10 ou 20 années précédant 2015. La taille totale de la population du Pacifique Ouest autre que les baleineaux (île de Sakhaline et Kamtchatka combinés) a été estimée à 282 animaux (CV 0,05) en 2015. Les projections du modèle de population pour le regroupement de l'île de Sakhaline jusqu'en 2025, en supposant qu'il n'y ait pas de changement dans les paramètres démographiques, donnent une forte probabilité (> 95 %) de poursuite de la croissance (Cooke *et al.*, 2016, 2017).

BESOINS EN MATIÈRE D'HABITAT ET DE RÉSIDENCE

Propriétés de l'habitat

Les baleines grises utilisent principalement les habitats côtiers toute l'année pour accomplir des fonctions importantes de leur cycle biologique comme la reproduction, la mise bas, la migration et l'alimentation (COSEPAC, 2004, 2017). Les propriétés requises de l'habitat diffèrent selon la fonction biologique; par exemple, les baleines recherchent des habitats différents pour l'alimentation et la reproduction. L'utilisation de ces habitats dépend également de l'accès aux habitats de connexion, tels que les couloirs de migration. Deux caractéristiques requises pour tous les habitats utilisés par les baleines grises sont un environnement acoustique adéquat (pour la communication et la navigation) ainsi qu'un espace physique adéquat pour accéder à l'habitat et l'exploiter.

L'étendue spatiale de l'habitat approprié pour le groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique et la population du Pacifique Ouest au Canada est difficile à quantifier et fluctue probablement d'année en année. L'étendue spatiale des zones présentant des propriétés d'habitat convenables pour les baleines en quête de nourriture dépend de la bathymétrie, de la complexité topographique benthique, des facteurs environnementaux contrôlant la production primaire et secondaire, ainsi que de facteurs contribuant au regroupement et à la rétention des mysidacés, des amphipodes et d'autres crustacés et mollusques dont les baleines se nourrissent. Durant leur migration, les baleines grises semblent préférer une route côtière le long du Canada, bien qu'elles soient capables de transiter dans les régions au large (Ford *et al.*, 2013; Mate *et al.*, 2015).

Habitat de reproduction et de mise bas

La principale aire de reproduction hivernale des baleines grises dans l'est du Pacifique Nord est située le long de la côte ouest de la péninsule de Basse-Californie, de Morro Santo Domingo (28°05'N) au sud jusqu'à Isla Creciente (24°20'N; Urbán *et al.*, 2003). Dans l'est du Pacifique, les baleines grises des trois UD occupent des lagunes et des baies subtropicales abritées, surtout le long de la côte ouest de la Basse-Californie au Mexique, pour les parades, la reproduction, la mise bas, l'allaitement et le début de l'élevage des petits. Les quatre principales lagunes de reproduction fréquentées chaque année sont la Laguna Ojo de Liebre et le Guerrero Negro (366 km²), la Bahia Magdalena (1 700 km²) et la Laguna San Ignacio (175 km²). Les femelles mettent parfois bas plus au nord, au large des côtes de la Californie (Sund, 1975). Dans les lagunes, les femelles gravides et les mères accompagnées d'un petit ont tendance à occuper les eaux côtières les plus éloignées de la mer ouverte, tandis que les individus se trouvent généralement plus au large pour la reproduction, dans des eaux plus profondes et des chenaux plus larges (Swartz, 1986). Ces habitats sont caractérisés par des eaux peu profondes avec un substrat de fond sablonneux ou vaseux, parfois recouvert d'herbiers de zostère et de marais de mangrove (Rice *et al.*, 1981). En hiver, la température de l'eau dans les lagunes utilisées pour la reproduction varie entre 15 et 20 °C et est hypersaline (Gardner et Chávez-Rosales, 2000). Ces habitats chauds et abrités peuvent protéger les nouveau-nés de la prédation des requins et des épaulards (*Orcinus orca*) et favoriser leur survie (Fleischer et Beddington, 1985; Swartz, 1986; Jones, 1990). Le réchauffement des températures océaniques pourrait influencer la sélection des habitats de reproduction et de mise bas dans le futur (Gardner et Chávez-Rosales, 2000; Urbán, Gómez-Gallardo et Ludwig, 2003).

Habitat de migration

Les individus des trois UD de baleines grises migrent deux fois par an dans les eaux littorales au large de la côte Ouest de l'Amérique du Nord (à quelques kilomètres du rivage; Pike, 1962;

Rice *et al.*, 1984), et certaines baleines grises de la population du Pacifique Ouest empruntent les eaux de mer ouverte du Pacifique Nord (Mate *et al.*, 2015). Lors de la migration vers le nord, les mères accompagnées d'un petit migrant souvent plus près du rivage, traversant parfois des zones où les lits de varech sont peu profonds et peuvent les abriter contre les prédateurs (Goley et Straley, 1994; Barrett-Lennard *et al.*, 2011). Le long de la côte ouest de l'île de Vancouver, le couloir de migration vers le nord se trouve à environ 8 km du rivage pour les adultes et les juvéniles, reproducteurs et non reproducteurs, et à moins de 5 km pour les couples mère-petit, avec des observations occasionnelles entre 200 et 400 m du rivage (Poole, 1984; Perryman *et al.*, 2002). Le couloir de migration vers le sud est géographiquement similaire, certains individus se déplaçant jusqu'à 40 km du rivage (Green *et al.*, 1995; Shelden *et al.*, 1999; Meyer, 2017).

Habitat d'alimentation

Les habitats d'alimentation des baleines grises se trouvent dans les régions côtières tempérées et arctiques, caractérisées par des eaux peu profondes et une combinaison de facteurs biotiques et abiotiques qui favorisent la concentration des espèces-proie dans des densités appropriées (Darling *et al.*, 1988; Weitkamp *et al.*, 1992; Dunham et Duffus, 2001; Moore *et al.*, 2003; Laskin *et al.*, 2010). Les espèces-proie du groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique sont les amphipodes (*Ampelisca* spp., *Atylus borealis*, *Corophium spinicorne*), les mysidacés (principalement *Holmesimysis sculpta*, *Neomysis rayii*, *Acanthomysis* spp.), les callianasses (*Callianassa californiensis*), les petites palourdes (*Cryptomya californica*), les larves de crabes planctoniques (*Pachycheles rudis*, *Petrolisthes* spp., *Cancer magister*), ainsi que les œufs et les larves de hareng du Pacifique (*Clupea pallasii*) (Murrison *et al.*, 1984; Nerini, 1984; Darling *et al.*, 1988; Dunham et Duffus, 2002; Feyrer et Duffus, 2011). Les données d'observation à long terme montrent que les baleines grises utilisent toute la côte centrale et méridionale de l'ouest de l'île de Vancouver; le moment et la résidence des différents sites pendant l'été et l'automne sont probablement influencés par la répartition et l'abondance des proies (Darling *et al.*, 1988).

Les caractéristiques de l'habitat d'alimentation varient en fonction des espèces-proie ciblées. Au début de la saison d'alimentation, certaines baleines du groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique se nourrissent d'œufs et de larves de hareng dans la baie Barkley (COSEPAC, 2004), la baie Clayoquot (Darling *et al.*, 1988) et au large de Haida Gwaii (Nichol et Heise, 1992; Ford *et al.*, 1994). Pendant l'été, il existe une forte association entre l'abondance relative des baleines grises dans la baie Clayoquot et l'abondance et la densité des mysidacés épibenthiques de la famille des Mysidae (Duffus, 1996; Dunham et Duffus, 2001, 2002; Feyrer et Duffus, 2015). L'habitat des mysidacés dans la baie Clayoquot se trouve généralement à moins de 1 km du rivage, dans l'isobathe de 30 m, sur un substrat rocheux et à une profondeur moyenne de 10 m (Laskin, 2007; Feyrer et Duffus, 2011; Clare, 2015). De même, dans le nord-ouest de l'État de Washington, les baleines grises sont le plus souvent observées à des profondeurs de 5 à 15 m sur des substrats rocheux et souvent près de forêts de varech; ces profondeurs coïncident avec l'habitat des mysis (Nelson *et al.*, 2009; Scordino *et al.*, 2017b).

Lorsqu'elles se nourrissent d'amphipodes, les baleines du groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique occupent généralement des habitats au substrat sableux dans des baies peu profondes (moins de 35 m) sur la côte ouest exposée de l'île de Vancouver et ailleurs, mais lorsqu'elles s'alimentent de callianasses et des petites palourdes, on les retrouve dans des baies et des bras de mer peu profonds (moins de 3 m) abrités et au fond vaseux (Darling *et al.*, 1988; Weitkamp *et al.*, 1992; Dunham et Duffus, 2001, 2002). Plusieurs études ont porté sur la quête de nourriture à petite échelle et le changement de proies des baleines du groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique dans la baie Clayoquot à différentes échelles de

temps (Feyrer et Duffus, 2011, 2015; Clare, 2015; Burnham et Duffus, 2016). On a observé que certaines zones qui étaient des aires d'alimentation de prédilection pour les baleines grises les années précédentes étaient temporairement ou définitivement abandonnées, peut-être parce que les baleines grises ont épuisé ces ressources jusqu'au point de non-rétablissement (Nelson *et al.*, 2008; Laskin *et al.*, 2010; Burnham et Duffus, 2016). Cela peut être dû à la lenteur du cycle de reproduction des mysidacés et à leur faible capacité de recolonisation (Laskin *et al.*, 2010).

Les études de modélisation de l'habitat des baleines grises dans la baie Clayoquot ont déterminé deux variables statiques qui prédisent de manière significative l'utilisation de l'habitat : la profondeur et la complexité topographique benthique, qui est une mesure de la fréquence des changements de la pente du fond marin (Laskin *et al.*, 2010). Les baleines grises ont été associées de manière significative à l'isobathe de 10 m, très probablement en raison de l'abondance des proies à cette distance du rivage où les faibles profondeurs, combinées à une bathymétrie complexe ou variable, créent des habitats convenables pour les mysidacés. Laskin et ses collaborateurs (2010) pensent qu'une profondeur de 10 m pourrait représenter une combinaison optimale où les baleines peuvent manœuvrer tout en étant capables d'exploiter la zone intertidale hautement productive.

Les baleines grises du Pacifique Ouest se nourrissent dans les zones côtières et extracôtières au large de l'île de Sakhaline, dans la mer d'Okhotsk et au large de la péninsule du Kamtchatka. Les habitats côtiers au large de l'île de Sakhaline (adjacents aux lagunes de Piltun et de Chayvo) sont caractérisés par des profondeurs inférieures à 20 m et se trouvent à moins de 5 km du rivage. Les habitats d'alimentation extracôtiers (au sud-est de la baie de Chayvo, au nord-est de la baie de Niyskiy) ont des profondeurs de 40-60 m et sont situés à 30-45 km au large de la côte de l'île de Sakhaline (Meier *et al.*, 2007). Les amphipodes (*Ampelisca eschrichtii*) sont l'une des proies les plus importantes dans le régime alimentaire des baleines de la population du Pacifique Ouest. Cet amphipode est très abondant et présent en densités élevées dans la zone d'alimentation extracôtière de l'île de Sakhaline, qui est considérée comme un habitat d'alimentation essentiel pour la population du Pacifique Ouest (Demchenko *et al.*, 2016).

Dans les aires d'alimentation des mers de Béring, des Tchouktches et de Beaufort, principalement utilisées par la population migratrice du Pacifique Nord et occasionnellement par le groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique, les principales espèces-proie sont des amphipodes épibenthiques et endofauniques des genres *Ampelisca*, *Atylus* et *Anonyx* (Nerini, 1984; Kim et Oliver, 1989). Les habitats sont caractérisés par des faibles profondeurs et un substrat de fond meuble, parfois dans des lagunes côtières (Gill et Hall, 1983; Clarke, Moore et Ljungblad, 1989; Heide-Jørgensen *et al.*, 2012). Dans le nord-est de la mer des Tchouktches, les baleines grises sont associées à une forte abondance d'amphipodes benthiques, généralement à moins de 50 km de la côte, dans des eaux de moins de 50 m de profondeur (Brower *et al.*, 2017).

L'alimentation opportuniste a lieu à proximité et à l'intérieur des zones de reproduction (Sánchez-Pacheco *et al.*, 2001; Caraveo-Patiño et Soto, 2005), ainsi que le long de la côte californienne pendant la migration. Les baleines grises se nourrissent occasionnellement d'euphausiacés (*Thysanoessa spinifera*) au large des côtes de la Californie (Benson *et al.*, 2002).

Voici des lacunes dans les connaissances à combler ou des efforts de recherche à mener pour désigner l'habitat essentiel des baleines grises du groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique et de la population du Pacifique Ouest au Canada :

-
1. Poursuivre les programmes de photo-identification pour déterminer les profils d'utilisation de l'habitat propres à chaque UD de baleine grise au Canada (voir la liste des groupes de recherche participant à des études sur le groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique au Canada dans la publication de Pêches et Océans Canada [2019]).
 2. Définir les profils de présence et à d'utilisation de l'habitat au nord du cap Caution, en Colombie-Britannique, grâce à un programme de relevé spécial.
 3. Quantifier l'abondance relative et les temps de résidence des baleines grises du groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique et de la population du Pacifique Ouest dans les zones d'utilisation connues au Canada.

Résidence

Le MPO interprète la résidence comme suit : « Gîte — terrier, nid ou autre aire ou lieu semblable — occupé ou habituellement occupé par un ou plusieurs individus pendant tout ou partie de leur vie, notamment pendant la reproduction, l'élevage, les haltes migratoires, l'hivernage, l'alimentation ou l'hibernation » (paragraphe 2(1) de la LEP). Ce concept est rarement appliqué aux cétacés qui vivent dans un environnement disparate et dynamique et qui ne dépendent pas d'un lieu d'habitation particulier pour accomplir les fonctions de leur cycle biologique. Cependant, à de grandes échelles géographiques (100 à 1 000 km), les baleines grises occupent certaines régions année après année pour se reproduire et se nourrir. À des échelles locales, plus petites (10 à 100 km), l'utilisation d'habitats précis dans ces zones plus vastes peut fluctuer d'une année sur l'autre.

PRÉSENCE DE LA BALEINE GRISE AU CANADA

Plusieurs sources de données ont été consultées afin de produire des cartes de la présence de la baleine grise au Canada. Il convient de noter que les données spatiales propres à chaque UD n'étaient pas disponibles au moment de la rédaction de la présente évaluation du potentiel de rétablissement. En outre, la répartition spatiale des efforts de relevé visant la baleine grise dans les eaux canadiennes est très hétérogène. La plupart des relevés à grande échelle portant sur les cétacés dans la région (par exemple ceux du MPO) ont été menés plus au large qu'aux endroits où les baleines grises sont susceptibles d'être rencontrées. En revanche, la plupart des programmes de recherche à long terme et à échelle locale sur la baleine grise ont été réalisés près des côtes, c'est-à-dire dans les lieux où les observations fortuites sont les plus fréquentes. Il faudra déployer d'autres efforts pour évaluer la répartition et l'utilisation de l'habitat de la population du groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique et de la population du Pacifique Ouest au Canada afin de remédier à cette disparité dans l'effort spatial.

Le Programme de recherche sur les cétacés (PRC) du MPO effectue des relevés au large de la côte Ouest du Canada à partir de plateformes maritimes et aériennes depuis 2002, à différents moments de l'année (Ford *et al.*, 2010; MPO, données inédites provenant du Relevé aérien international de 2018 de la mégafaune marine dans la région du Pacifique (PRISMM); Nichol *et al.*, 2017). Durant ces relevés, les données d'observation des baleines grises ont été relevées à la fois de manière fortuite et dans le cadre d'un effort ciblé, et la plupart des observations n'ont pas été attribuées à une UD en particulier (figures 6 à 8). Le MPO a également étudié les habitudes migratoires des baleines grises au Canada en suivant à distance des individus du groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique et de la population migratrice du Pacifique Nord (Ford *et al.*, 2013; figure 9), en effectuant des relevés à partir de stations terrestres (Ford *et al.* 2013), et en effectuant de la surveillance acoustique passive (Meyer, 2017). La réserve de parc national du Canada Pacific Rim de Parcs Canada enregistre les observations fortuites de baleines grises depuis le début des années 1980 dans la baie Barkley et de la baie Barkley à

Port Renfrew (figure 10). La présente évaluation du potentiel de rétablissement utilise également les données d'observation des baleines grises fournies par le British Columbia Cetacean Sightings Network (BCCSN; figures 11 et 12).

Les cartes de l'aire de répartition de la baleine grise au Canada sont présentées pour deux périodes : l'une qui saisit la plage temporelle définissant le groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique, « été-automne » (individus observés entre le 1^{er} juin et le 30 novembre), et l'autre qui reflète la plage temporelle des baleines grises en migration, « hiver-printemps », et représente probablement une combinaison des trois UD. Les cartes illustrant les relevés aériens et par navire du MPO sont présentées sous forme de cartes-index quadrillées de l'effort sur lesquelles les observations de baleines grises sont superposées (figures 6 à 8).

En combinant les observations de baleines grises provenant des relevés aériens et par navire du MPO aux observations fortuites du BC Cetacean Sightings Network et de Parcs Canada, la distance médiane jusqu'au rivage pendant l'été-automne (n=2 198) était de 457 m, et 75 % des observations avaient été faites à moins de 1 km du rivage. Pendant la période hiver-printemps (n=740), la distance médiane des observations de baleines grises par rapport au rivage était de 597 m, avec 75 % des observations faites à moins de 1,9 km du rivage. L'observation la plus éloignée au large était à 137 km pendant l'été-automne et à 73 km pendant la période hiver-printemps. Ces distances peuvent refléter un effort d'observations opportunistes plus important près des côtes, cependant peu de baleines grises ont été observées durant les relevés aériens et par navire du MPO dans des eaux plus au large sur plusieurs années (figures 6 à 8 et relevé PRISMM de 2018, données inédites). Ford et ses collaborateurs (2010) mentionnent que la plupart des relevés par navire du MPO depuis 2002 ont eu lieu à plus de 5 km du rivage, ce qui peut expliquer pourquoi relativement peu de baleines grises ont été observées au cours de ces relevés.

Les figures 13 et 14 montrent la répartition en profondeur des observations de baleines grises pendant les périodes été-automne et hiver-printemps. Au Canada, la majorité des observations se font toute l'année dans des eaux de moins de 20 m de profondeur. Comme les baleines grises sont une espèce côtière, la poursuite de la cartographie de l'habitat important nécessitera des données bathymétriques à haute résolution (échelle spatiale fine) pour refléter avec précision l'utilisation des faibles profondeurs dans les zones côtières (moins de 1 km du rivage). Les données de marquage par satellite (n=5) ont montré que pendant leur migration vers le nord, les baleines grises (figure 9) se déplacent à une distance médiane de 8,9 km de la côte, avec 75 % des emplacements à moins de 22 km de la côte (maximum : 62,5 km). Les baleines grises migraient dans des eaux d'une profondeur médiane de 80 m et 75 % des sites se trouvaient dans des eaux de moins de 150 m de profondeur (maximum : 1 257 m). Des relevés visuels basés sur la côte à l'île Bonilla (détroit d'Hécate) et à l'île Langara (nord de Haida Gwaii) ont été utilisés pour surveiller les baleines grises migrant vers le nord. Les observations se sont produites en moyenne à 6,7 km (ET 0,40) du rivage à l'île de Bonilla, avec 62 % des observations à moins de 6 km du rivage et 22 % à plus de 10 km du rivage. La station de Langara a produit moins d'observations que celle de Bonilla, toutes à plus de 10 km de la côte (Ford *et al.*, 2013).

Les observations fortuites de baleines grises consignées par le BC Cetacean Sightings Network sont présentées sous forme de cartes corrigées selon l'effort pour les périodes été-automne et hiver-printemps de 1982 à 2018 dans les eaux canadiennes (figures 11 et 12). Les méthodes utilisées pour quantifier et corriger les biais dus à l'effort dans cette base de données d'observations fortuites sont détaillées dans Rechsteiner *et al.* (2013). En bref, la répartition spatiale et les profils de déplacement typiques des différents groupes d'observateurs ont été reconstitués pour estimer l'effort. Les profils de déplacement comprenaient les distances parcourues, la proximité du port d'attache, les itinéraires de voyage habituels et les distances

d'observation maximales. L'efficacité relative de chaque groupe d'observateurs pour observer, identifier et signaler les cétacés a été évaluée et utilisée pour pondérer les cartes de l'effort de chaque groupe. On a ensuite additionné les couches des cartes de l'effort relatif pour chaque groupe d'observateurs afin d'obtenir des estimations spatialement explicites de l'effort des observateurs et des indices de l'abondance relative (Rechsteiner *et al.*, 2013). Cependant, malgré ces corrections, les cartes produites ne montrent la présence des baleines qu'aux endroits où des efforts sont menés, et par conséquent, l'absence d'observations dans une zone ne signifie pas nécessairement que les baleines ne la fréquentent pas.

L'ensemble de données à long terme du BC Cetacean Sightings Network révèle une abondance relative élevée de baleines grises pendant les périodes été-automne et hiver-printemps le long de la côte ouest de l'île de Vancouver, de l'île Nootka à Port Renfrew. En particulier, les zones étaient centrées autour de l'île Flores, de l'ouest de la baie Barkley et de Pachena Beach à Port Renfrew. Deux autres zones présentant des indices élevés de l'abondance relative apparaissent pendant la période estivale – autour de la pointe nord de l'île de Vancouver et le long de la côte sud-est de Haida Gwaii. D'autres zones d'abondance relative faible à moyenne pendant la période estivale sont situées au large de la Sunshine Coast continentale de la Colombie-Britannique, au large du cap Caution, dans le bassin de la Reine Charlotte et le détroit d'Hécate, et autour des côtes nord et sud de Haida Gwaii (figure 11). Pendant la période hivernale, les zones présentant des indices faibles à moyens de l'abondance relative sont la baie Boundary (au sud du Fraser), autour des îles Denman et Hornby, au large de la côte est de l'île de Vancouver, au nord de l'île Nootka, autour de la péninsule Brooks et sur la côte nord de Haida Gwaii (figure 12).

Les travaux futurs sur les habitats importants pour les deux UD de baleines grises en voie de disparition au Canada devront intégrer l'identification par UD des individus observés (p. ex. les données de photo-identification) ou adopter une approche de précaution en supposant que chaque baleine grise observée dans les eaux canadiennes est potentiellement un individu de l'une des deux UD en voie de disparition. Les recherches futures et la planification du rétablissement pourraient bénéficier d'un partenariat avec le Cascadia Research Collective (CRC, État de Washington, États-Unis), la Pacific Wildlife Foundation (C.-B.) et le Whale Research Lab de l'université de Victoria (C.-B.), entre autres, car ces groupes conservent des ensembles de données à long terme sur les baleines grises au Canada.

MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS

Menaces

Les trois UD de baleine grise sont exposées à des menaces dans les eaux canadiennes (tableaux 2 et 3). L'exposition à la menace et sa gravité varient probablement pour chaque UD en fonction du temps passé au Canada et des régions occupées. D'après les données, le groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique utilise les eaux canadiennes plus longtemps chaque année que les baleines de la population du Pacifique Ouest et de la population migratrice du Pacifique Nord (Calambokidis *et al.*, 2002; COSEPAC, 2017). Une quantification plus poussée de l'impact ou de la gravité de la menace devra intégrer des données propres à l'UD au Canada.

Les menaces actuelles cernées pour les baleines grises au Canada sont l'empêchement dans les engins de pêche, les collisions avec des navires, la perturbation ou la destruction de l'habitat d'alimentation, les perturbations physiques, le bruit aigu et chronique, les polluants et le dérangement causé par les activités de recherche scientifique. Les menaces potentielles sont les déversements toxiques et la chasse de subsistance des Autochtones. Les deux principales menaces pour la survie et le rétablissement sont les empêchements et les collisions avec des

navires, qui sont à l'origine de la plupart des cas de mortalité et de blessures graves de baleines grises entre 1924 et 2015 dans le Pacifique Nord (Scordino *et al.*, 2017a). Comme pour toutes les baleines, les blessures et la mortalité liées aux empêtements et aux collisions avec des navires sont sous-estimées chez les baleines grises puisqu'il est possible que les carcasses ne soient jamais découvertes ou signalées, et que les techniques habituelles de photo-identification ne permettent pas toujours de voir les cicatrices sur les baleines vivantes. Dans les zones peuplées de la côte Ouest de l'Amérique du Nord où la probabilité de détection des carcasses est probablement la plus élevée, seules de 4 à 13 % des carcasses de baleines grises s'échouent ou sont signalées une année donnée (Punt et Wade, 2012). Pour la planification du rétablissement, les programmes axés sur la surveillance des carcasses constituent des sources d'information précieuses et devraient être poursuivis au Canada; la cartographie des chevauchements entre les activités de pêche côtière, le trafic maritime de navires commerciaux et de plaisance et les zones importantes pour les baleines grises aidera à atténuer et à gérer les menaces, ainsi qu'à déterminer l'origine et le type des engins de pêche en cause dans les cas d'empêtement.

Les efforts existants de surveillance des populations de baleine grise au Canada et d'autres espèces cooccurrentes, associés directement ou indirectement à des menaces connues, sont compilés dans le document du MPO intitulé Comptes rendus sur les progrès de la mise en œuvre du Plan de gestion de la baleine grise de l'est du Pacifique (*Eschrichtius robustus*) au Canada (2019).

Empêtement – Les baleines grises sont particulièrement vulnérables aux interactions avec les engins de pêche en raison de leur présence près des côtes tout au long de l'année et de leur comportement alimentaire benthique ou épibenthique. De 1924 à 2015, les pêches concernées par les cas d'empêtement de baleines grises dans le Pacifique Nord étaient des pêches au filet (39,7 % ou 158/397 rapports), à la nasse (17,1 % ou 68/397) et des pêches inconnues (21,5 % ou 85/397; Scordino *et al.*, 2017a). Les rapports proviennent principalement de la Californie (62,8 %) et d'entre le nord de la Californie et le nord de la Colombie-Britannique (21,5 %). Dans les eaux canadiennes du Pacifique, les activités de pêche commerciale représentaient 27 % des rapports de mortalité, de blessures ou d'échouement de baleines grises, soit environ deux par an (Baird *et al.*, 2002). Au Canada, les pêches et les types d'engins associés aux cas d'empêtement sont le filet maillant dérivant pour le saumon, la senne à saumon, la palangre, le casier, le parc en filet pour le hareng et le filet maillant fixe pour le hareng (Baird *et al.*, 2002). Aux États-Unis, la mortalité et les blessures graves liées aux empêtements des baleines grises de la population du Pacifique Nord-Est et du groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique ont été estimées à 8,65 et 0,95 baleines par an, respectivement (Carretta *et al.*, 2018c, 2018b). Pour le groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique, c'est 10 fois le nombre auquel on pourrait s'attendre si la mortalité et les blessures graves liées aux empêtements étaient proportionnelles à la taille relative des deux populations. Au large de l'île de Sakhaline, dans l'ouest du Pacifique Nord, 18,7 % des baleines grises de la population du Pacifique Ouest présentaient des cicatrices détectables résultant d'empêtements, mais on ignore le nombre de morts associées aux empêtements (Bradford *et al.*, 2009).

Collisions avec des navires – Le couloir de migration des baleines grises au Canada chevauche d'importantes zones de trafic maritime commercial, comme l'entrée du détroit de Juan de Fuca, et entre le nord de l'île de Vancouver et l'ouest de l'entrée Dixon, ce qui expose les baleines en migration à des collisions avec des navires (Ford *et al.*, 2013). Les habitats côtiers de la baleine grise chevauchent les couloirs de navigation de navires de petite et moyenne taille, y compris les bateaux de plaisance, les bateaux de pêche commerciale à proximité du rivage, les bateaux-taxis, les bateaux d'observation des baleines, les navires scientifiques ou de surveillance, les navires militaires et autres. Les baleines grises sont

souvent heurtées par des navires en Californie (Laist *et al.*, 2001), et certains individus au Canada portent des cicatrices visibles ayant été causées par une hélice (COSEPAC, 2004). Selon Scordino et ses collaborateurs (2017a), les collisions avec des navires sont à l'origine d'au moins 19,1 % des mortalités de baleines grises dans la population du Pacifique Nord-Est. Aux États-Unis, entre 2012 et 2016, les observations de blessures graves et de mortalité dans la population du Pacifique Nord-Est attribuables à des collisions avec des navires concernaient quatre baleines (quatre morts et deux blessures non graves), soit 0,8 baleine par an. Pour le groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique, cette valeur est de deux baleines, soit 0,4 baleine par an (Carretta *et al.*, 2018c, 2018b). Environ 2 % (3 sur 150) des baleines grises de la population du Pacifique Ouest présentent des cicatrices visibles dues à des collisions avec des navires (Bradford *et al.*, 2009).

Perturbation ou destruction de l'habitat d'alimentation – Diverses activités humaines telles que l'industrialisation côtière ou littorale peuvent perturber ou détruire l'habitat d'alimentation des baleines grises du groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique et potentiellement de la population du Pacifique Ouest au Canada. Toutes les pêches pratiquées près des côtes (dans un rayon de 1 à 2 km du rivage) qui perturbent le benthos ou qui prélèvent, directement ou indirectement, des proies pélagiques et benthiques ciblées par la baleine grise comme les mysidacés, les amphipodes, les callianasses, les petites palourdes (p. ex. *Cryptomya californica*), les larves planctoniques de crabes (p. ex. *Pachycheles rudis*, *Petrolisthes* spp., *Cancer magister*) et les œufs et larves de hareng du Pacifique, peuvent perturber les aires d'alimentation. La dégradation des habitats benthiques côtiers peut avoir une incidence sur la disponibilité ou la qualité des proies et nuire à l'alimentation des baleines, causant un stress nutritionnel ou un déplacement (Pêches et Océans Canada, 2010, 2019). Les projets d'aménagement du littoral qui nécessitent une excavation, la pose de matériaux ou de structures dans l'eau ou un dragage peuvent altérer le substrat du fond, les sédiments et la disponibilité des nutriments, ce qui peut à son tour modifier l'approvisionnement en nourriture lorsque ces opérations se déroulent dans l'habitat d'alimentation des baleines grises.

Perturbations physiques – La présence de navires à proximité des baleines grises peut provoquer des perturbations physiques qui sont susceptibles de modifier le comportement des baleines grises (Sullivan et Torres, 2018), d'induire des changements de vocalisation (Moore, 2016) et d'entraîner un stress si le navire qui s'approche est perçu comme une menace. Cela peut avoir des effets négatifs cumulatifs sur la dépense énergétique et la physiologie des baleines, et entraîner des conséquences au niveau de la population (Harwood *et al.*, 2016).

Bruit aigu et chronique – Selon les caractéristiques de la source sonore et la période d'exposition, le bruit anthropique peut causer des dommages auditifs, altérer les capacités de communication et de navigation en masquant les fréquences similaires utilisées par les baleines qui vocalisent, provoquer un comportement d'évitement et avoir un impact sur la réussite des fonctions du cycle biologique lorsque l'habitat acoustique est dégradé (examiné dans Williams *et al.*, 2015; Erbe *et al.*, 2018; Putland *et al.*, 2018). Les zones d'activité maritime très intense (comme les ports, les voies de navigation, les zones de pêche, la proximité de grandes villes ou d'agglomérations) auront un impact sonore plus important sur le milieu marin.

Les bruits aigus ou les sons impulsifs produits dans la gamme des basses et moyennes fréquences (p. ex. les exercices militaires d'entraînement au sonar actif, les levés sismiques) peuvent parcourir de longues distances et exposer les baleines grises et d'autres animaux marins à des effets sonores aigus (Malme *et al.*, 1986; Buck et Tyack, 2000). Les impulsions des canons à air comprimé utilisés lors de l'exploration sismique ont provoqué un comportement d'évitement chez les baleines grises en migration jusqu'à des distances de 5 km (Richardson *et al.*, 1995; Moore et Clarke, 2002), et ont poussé des baleines grises en train de se nourrir à se déplacer (Weller *et al.*, 2002). L'exposition chronique au bruit à basse fréquence

des navires a été associée à des niveaux élevés d'hormones du stress chez les baleines noires de l'Atlantique Nord (*Eubalaena glacialis*; Rolland *et al.*, 2012), une autre espèce côtière comme la baleine grise. On ne connaît pas encore très bien les effets potentiels des sonars à haute fréquence (p. ex. les sonars de pêche, les sondeurs) sur la physiologie, le comportement et la capacité de communication des baleines grises. Une étude a montré que les baleines grises réagissaient aux sonars à haute fréquence dans la gamme des 21-25 kHz (Frankel, 2005). Compte tenu de leur proximité avec le rivage, les baleines grises peuvent être plus exposées aux sonars à haute fréquence en raison de la plus grande densité des navires. D'autres études acoustiques sont nécessaires pour mieux comprendre l'influence des sonars à haute fréquence sur les baleines grises.

Le bruit ou les vibrations sous-marines émis lors de la construction et de l'exploitation des parcs éoliens en mer peuvent perturber les baleines grises (Madsen *et al.*, 2006; Bailey *et al.*, 2014). Un projet de production d'énergie éolienne en mer a été proposé entre Haida Gwaii et Prince Rupert, dans le nord-ouest du détroit d'Hécate, qui se trouve dans le couloir migratoire des baleines grises. Le groupe NaiKun Wind Energy a obtenu une zone de permis de 550 km² pour installer des éoliennes qui couvriront moins de 100 km² dans le détroit d'Hécate lorsque la première phase sera opérationnelle. Les éoliennes seraient placées à au moins huit kilomètres du littoral, au sud-est de Rose Spit, et seraient reliées à la fois à la partie continentale de la Colombie-Britannique près de Prince Rupert, et à Haida Gwaii par des câbles sous-marins (NaiKun Wind Energy Group Inc., 2018).

L'aménagement ou l'industrialisation du littoral peuvent augmenter les niveaux de bruit dans le milieu marin et dégrader la qualité de l'habitat d'alimentation et de migration des baleines grises (COSEPAC, 2004). Dans les années 1950 et 1960, les baleines grises ont abandonné une lagune de reproduction qu'elles utilisaient fréquemment au Mexique (la lagune de Guerrero Negro) pendant une période d'intensification du dragage et de la navigation commerciale, et l'ont réoccupée des années plus tard, une fois que le dragage et le trafic maritime ont cessé (Bryant *et al.*, 1984). Les principaux projets d'aménagement du littoral prévus ou proposés en Colombie-Britannique sont la construction et l'exploitation de terminaux d'exportation de GNL, ainsi que l'augmentation correspondante du trafic maritime (BC Oil and Gas Commission, 2018). Trois installations sont en construction : Kitimat, Sarita Bay dans l'inlet Alberni sur l'île de Vancouver (environ 10 km au nord de Bamfield) et Prince Rupert. Il faudra construire des installations en mer, comme des quais de déchargement pour les méthaniers, des quais et des réservoirs de stockage de GNL dans tous les terminaux. Pour le terminal d'exportation de GNL à Kitimat, la route de navigation des navires-citernes passera par l'entrée Dixon, puis par le détroit d'Hécate, l'entrée Browning, jusqu'au canal Douglas menant à Kitimat. Environ 350 méthaniers devraient utiliser le terminal maritime de Kitimat chaque année, soit environ un navire à l'arrivée et un navire au départ chaque jour (LNG Canada, 2018). On ne sait pas dans quelle mesure cette augmentation du trafic maritime contribuera à l'insonification de l'habitat des baleines grises au Canada, ou au risque de collision avec des navires.

Déversements toxiques – La gravité des effets des déversements toxiques sur la flore et la faune marines dépend du contaminant en question, du volume et de l'étendue spatiale du déversement, de même que des conditions environnementales au moment du déversement. Les déversements toxiques provenant des activités pétrolières et gazières, du transport des produits des sables bitumineux (p. ex. le bitume dilué), du pétrole brut ou d'autres activités maritimes peuvent potentiellement nuire aux baleines grises directement ou indirectement en contaminant les proies et l'habitat environnant (Jayko, Reed et Bowles, 1990; Moore et Clarke, 2002; Herunter *et al.*, 2017). Les voies d'exposition aux déversements toxiques peuvent être soit le contact direct, l'adhésion (texture de la peau), l'inhalation, l'ingestion directe et l'ingestion par l'intermédiaire de proies contaminées. Selon leur densité, les contaminants déversés vont

souvent s'enfoncer dans la colonne d'eau à partir de la surface et ils peuvent aller s'enfouir dans les sédiments. Ces contaminants deviennent une source persistante de toxicité des hydrocarbures dans le milieu marin, et les baleines grises peuvent être particulièrement vulnérables étant donné leur comportement alimentaire benthique (Lee *et al.*, 2015). Une évaluation des impacts d'une exposition potentielle aux hydrocarbures sur les mammifères marins de la côte de la Colombie-Britannique a classé les baleines à fanons comme étant très vulnérables en raison de leur mode de respiration (évent et voies respiratoires exposés aux contaminants de surface), de leur comportement d'alimentation par filtration (ingestion de quantités résiduelles du pétrole piégé dans les fanons) et de l'ingestion indirecte de contaminants résultant de la consommation de proies invertébrées pouvant accumuler les composés toxiques contenus dans les hydrocarbures (Rosenberger *et al.*, 2017).

Polluants – Bien que les déversements toxiques soient des polluants, cette section fait référence à toutes les autres substances non naturelles ou déchets d'origine humaine pouvant avoir des effets négatifs sur la santé, la survie et la condition physique des baleines grises (Engelhardt, 1983; examiné dans Moore et Clarke, 2002). Compte tenu de leur présence tout au long de l'année près des côtes, les baleines grises vivent plus près de l'activité humaine que les espèces hauturières ou côtières saisonnières, ce qui les rend potentiellement plus sensibles aux polluants provenant de la terre. Pêches et Océans Canada (2019) note ce qui suit : « Les lieux où se concentrent des nutriments provenant des déversements d'eaux usées ou d'eaux de ruissellement agricoles peuvent dégrader ou contaminer les aires d'alimentation côtières de la baleine grise. Les produits chimiques persistants (par exemple le DDT) et de nouvelles toxines ayant des propriétés similaires (par exemple les PBDE) peuvent s'accumuler chez les espèces qui constituent les proies des baleines, ou dans les aires d'alimentation, de reproduction ou de migration que les baleines grises utilisent ». Les microplastiques et macroplastiques ingérés accidentellement peuvent se loger dans le système digestif, entravant l'alimentation, ou s'accumuler dans les tissus en cas d'ingestion de proies contaminées par des plastiques (Derraik, 2002; Andradý, 2015). Une grande incertitude entoure la gravité des effets des polluants sur les baleines grises.

Chasse de subsistance des Autochtones – Certains groupes autochtones de la Colombie-Britannique chassaient traditionnellement la baleine grise. Si ces groupes renouvellent leur intérêt pour cette activité, la chasse aux baleines grises au Canada pourrait constituer une menace dans l'avenir. Les baleines grises de la population migratrice du Pacifique Nord sont actuellement chassées par des communautés autochtones en Alaska et en Russie. La tribu Makah, aux États-Unis, a demandé l'autorisation de reprendre la chasse à la baleine grise sur ses territoires habituels et coutumiers au large de l'État de Washington. Le plan de gestion des Makah, qui comporte des mesures d'atténuation pour éviter de prendre une baleine du groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique ou de la population du Pacifique Ouest, a été approuvé par la CBI. La National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) a annoncé en avril 2019 une proposition pour permettre à la tribu Makah de chasser entre une et trois baleines grises de la population du Pacifique Nord-Est chaque année pendant 10 ans.

Recherche scientifique – Des recherches sur les baleines grises au Canada sont menées pour mieux comprendre leur écologie, la démographie des populations, l'utilisation de l'habitat et les profils de déplacement. Des décennies d'efforts de recherche sur les baleines grises du Pacifique Nord ont révélé, entre autres, l'existence de migrations transpacifiques et de regroupements alimentaires distincts sur le plan démographique. Certaines activités de recherche scientifique peuvent potentiellement perturber le comportement des individus lorsque des navires ou des aéronefs s'approchent de ceux-ci de très près ou de façon répétée, ou déranger physiquement les individus lors des opérations de prélèvement de biopsies ou de marquage. Le Conseil canadien de protection des animaux veille à ce que la recherche sur les

animaux soit menée de manière éthique et responsable, et le gouvernement fédéral du Canada est chargé de délivrer des permis de recherche sur les mammifères marins aux programmes approuvés.

Facteurs limitatifs

La variabilité environnementale, notamment les changements persistants de la couverture de glace dans les aires d'alimentation de l'Arctique, les changements de régime des écosystèmes et l'acidification des océans, peut avoir un impact sur la survie et le rétablissement du groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique et de la population du Pacifique Ouest du fait de la réduction de la qualité, de l'abondance et de la disponibilité des proies et de la concurrence pour les ressources (Pêches et Océans Canada, 2019). Toute diminution significative de la densité et de la biomasse des mysidacés ou des amphipodes pourrait avoir un impact sur le succès de la quête de nourriture; les amphipodes ont un faible taux de fécondité et une longue durée de génération, et ont tendance à se rétablir lentement après une prédation ou une perturbation (Burnham et Duffus, 2016).

Lors d'un épisode de mortalité inhabituelle (EMI), environ 634 baleines grises émaciées se sont échouées sur la côte, du Mexique à l'Alaska, en 1999 et 2000 (Le Bœuf *et al.*, 2000; Moore *et al.*, 2001). Cette augmentation de la mortalité des baleines grises et la diminution concomitante de la production de baleineaux ont probablement été causées par la combinaison de l'atteinte de la capacité de charge de la population dans les aires d'alimentation des hautes latitudes et de deux saisons d'alimentation sous-optimales consécutives, la mer de Béring étant restée libre de glace pendant une durée exceptionnellement courte en 1998 et 1999 (Moore *et al.*, 2001; Perryman *et al.*, 2002; Wade, 2002). Un nouvel épisode de mortalité inhabituelle a été déclaré en 2019 avec 214 échouements au Canada, aux États-Unis et au Mexique, et s'est poursuivi l'année suivante avec 172 échouements en 2020. On pense que ces épisodes ont surtout touché la population migratrice du Pacifique Nord; leur impact sur le groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique et la population du Pacifique Ouest est encore mal connu.

Les toxines naturelles, telles que celles produites par certaines espèces d'algues marines, peuvent entraîner la mortalité massive d'organismes aquatiques, dégrader les écosystèmes côtiers et avoir un impact sur la pêche et la santé publique (Anderson *et al.*, 2002). Si les conditions environnementales favorisent la prolifération de ces populations d'algues, les organismes de niveau trophique supérieur peuvent s'intoxiquer directement, ou indirectement en ingérant des sources alimentaires touchées (Van Dolah *et al.*, 2003; de la Riva *et al.*, 2009). Les blooms phytoplanctoniques en Colombie-Britannique se produisent généralement de mai à septembre, bien que le réchauffement du climat et la charge en nutriments d'origine anthropique en aient augmenté la gravité et la propagation (Häussermann *et al.*, 2017).

La prédation exercée par les épaulards (*Orcinus orca*) sur les baleines grises, principalement les baleineaux, peut limiter la survie et le rétablissement du groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique et de la population du Pacifique Ouest (Goley et Straley, 1994; George et Suydam, 1998). Dix-huit pour cent des baleines grises débarquées dans les stations de baleiniers de Californie portaient des cicatrices d'attaques d'épaulards (Rice et Wolman, 1971). Les baleines grises semblent se rapprocher des côtes dans les zones où elles ont rencontré des épaulards par le passé (Ford et Reeves, 2008; Barrett-Lennard *et al.*, 2011). Toute activité humaine le long de la voie migratoire qui force les baleines grises à modifier leur itinéraire peut les exposer à un risque accru de prédation par les épaulards (Corkeron et Connor, 1999). On sait que les grands requins blancs (*Carcharodon carcharias*) se nourrissent d'odontocètes plus petits et peut-être de baleineaux à fanons, mais la prédation exercée par les requins sur les cétacés dans l'est du Pacifique Nord n'est pas bien documentée (Long et Jones, 1996; Swartz, 2018).

Menaces pour les espèces cooccurrentes

La plupart des menaces relevées pour les baleines grises au Canada s'appliquent également à d'autres espèces cooccurrentes. L'empêchement ou le piégeage dans les engins de pêche (actifs ou abandonnés) est une menace pour la survie des espèces cooccurrentes de cétacés, de tortues, de poissons et d'oiseaux marins (Laist, 1997). Les collisions avec des navires constituent un risque pour toutes les espèces marines qui passent du temps dans la couche de surface ou à la surface de l'eau; certaines espèces peuvent être plus sensibles que d'autres en raison de différences sur le plan de la perception du risque ou de la réaction de fuite. La majorité des études se sont concentrées sur les effets du bruit sous-marin sur les mammifères marins, mais d'autres espèces marines peuvent subir les effets négatifs des niveaux non naturels d'insonification marine (p. ex. Slabbekoorn *et al.*, 2010). Les projets d'exploitation pétrolière et gazière et d'énergie renouvelable au large peuvent avoir un impact localisé sur d'autres espèces cooccurrentes au site de construction ou d'exploitation. Les effets associés au transport des matériaux ou de l'énergie extraits peuvent aussi avoir une incidence sur les espèces cooccurrentes. Les déversements toxiques et les polluants peuvent contaminer et dégrader le milieu marin.

OBJECTIFS ET DÉLAI DE RÉTABLISSEMENT

Abondance historique et capacité de charge

Population du Pacifique Nord-Est – L'abondance actuelle (2015-2016) des baleines grises de la population du Pacifique Nord-Est est estimée à 26 960 individus (CV 0,05) (Durban *et al.*, 2017). D'après les registres historiques de chasse à la baleine et la disponibilité de l'habitat, la taille de la population du Pacifique Nord-Est avant l'exploitation était d'environ 23 000 à 35 000 individus (Reilly, 1992; Butterworth *et al.*, 2002; Wade, 2002). D'après des analyses récentes intégrant des données sur les captures, le cycle biologique et les recensements dans un modèle structuré selon l'âge et le sexe, la taille de la population du Pacifique Nord-Est en 2009 (21 911) était à 85 % de sa capacité de charge (25 808) et à 129 % de son niveau de productivité nette maximale (NPNM), et donc dans la fourchette de sa population optimale durable (POD)¹ (Punt et Wade, 2012). La capacité de charge devrait fluctuer en fonction des futurs changements environnementaux et de l'activité anthropique (Punt et Wade, 2012). Les baleines grises pourraient continuer à étendre leur aire de répartition vers le nord compte tenu de la réduction continue de la glace de mer (Comiso *et al.*, 2008). Il y a près de deux décennies, Rugh et ses collaborateurs (2001) ont noté que l'aire de répartition estivale des baleines grises dans l'est du Pacifique Nord s'était considérablement étendue depuis le début des années 1990. Le plan de gestion de la population du Pacifique Nord-Est au Canada vise l'objectif de gestion suivant (Pêches et Océans Canada, 2010) :

Préserver la voie migratoire ainsi que l'habitat d'alimentation de la baleine grise de l'est du Pacifique dans les eaux de la Colombie-Britannique, afin de contribuer au maintien d'une population viable.

Pour atteindre ce but, l'objectif de gestion suivant a été défini dans le plan de gestion :

¹ Aux termes de la Marine Mammal Protection Act (MMPA), la population optimale durable est le nombre d'animaux qui permettra d'obtenir la productivité maximale de la population ou de l'espèce, en tenant compte de la capacité de charge de l'habitat et de la santé de l'écosystème dont les animaux sont un élément constitutif.

Maintenir la répartition actuelle de la baleine grise dans les eaux canadiennes du Pacifique et préserver les voies migratoires qu'elle emprunte.

Groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique – Il est difficile de définir des objectifs quantitatifs en matière d'abondance et de rétablissement pour le groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique, parce que l'on ignore la taille historique de la population (avant l'exploitation) et la capacité de charge environnementale actuelle dans les eaux canadiennes. En outre, un certain degré de mélange (métissage), d'immigration et d'émigration avec la population migratrice du Pacifique Nord, plus nombreuse, a encore lieu (Calambokidis *et al.*, 2017). La taille de la population du groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique a augmenté de 1996 à 2004, fluctué autour de 210 individus de 2005 à 2010, et augmenté de 2011 à 2015. La courte période de croissance de 1998 à 2000 a été attribuée à une immigration irrégulière de baleines de la population migratrice du Pacifique Nord dans le groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique, à la suite d'un important épisode de mortalité inhabituelle de baleines grises dans l'est du Pacifique Nord en 1999-2000 (Calambokidis *et al.*, 2017). Des études antérieures ont tenté d'estimer la capacité de charge pour le groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique, mais il n'est pas certain que la stabilité de la population, qui a atteint environ 200 animaux entre 2005 et 2010, s'explique davantage par une population proche de la capacité de charge ou régulée par d'autres mécanismes tels que la mortalité anthropique ou l'émigration (Punt et Moore, 2013; Calambokidis *et al.*, 2017). Les données existantes ne permettent pas de distinguer l'émigration permanente de la mortalité pour le groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique (Calambokidis *et al.*, 2017).

Population du Pacifique Ouest – On ignore l'abondance de la population du Pacifique Ouest avant l'exploitation, mais selon certains auteurs, elle se situerait entre 1 500 et 10 000 individus (Yablokov et Bogoslovskaya, 1984). Une incertitude entoure la façon dont ces valeurs ont été obtenues (Weller *et al.*, 2002). L'aire de répartition historique des baleines de la population du Pacifique Ouest était considérablement plus étendue qu'aujourd'hui, avec une route migratoire potentielle le long des eaux côtières de la Russie orientale, de la péninsule coréenne et du Japon. Il se peut que des zones de la mer de Chine méridionale aient été utilisées comme zones d'hivernage (Weller *et al.*, 2013b). La détermination de l'existence, de la nature et du statut de la population reproductrice restante de l'ouest du Pacifique Nord constitue une priorité élevée (Cooke, 2018). Si un tel stock reproducteur distinct existe, l'effectif de la population est probablement inférieur à 50 individus (Cooke *et al.*, 2017). On soupçonne que l'habitat n'est actuellement pas un facteur limitatif du rétablissement.

Objectifs proposés en matière d'abondance et de répartition

Les UD du groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique et de la population du Pacifique Ouest ont toutes deux été évaluées comme étant en voie de disparition en 2017 selon le critère D1 du COSEPAC : « Très petite population canadienne totale ou répartition restreinte – Nombre total d'individus matures < 250 ». Les deux objectifs d'abondance et de rétablissement suivants sont proposés sur une période biologiquement raisonnable (23 ans, soit environ une génération de baleines grises), en supposant que la population totale se compose à 60 % d'individus matures (c'est-à-dire capables de se reproduire; jusqu'à ce que d'autres données sur la structure selon l'âge soient disponibles). Nous proposons donc trois objectifs possibles (objectifs de rétablissement) :

Objectif 1. Maintenir un effectif stable de la population (environ 146 baleines matures/243 baleines au total pour le groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique; et environ 169 baleines matures/282 au total pour la population du Pacifique Ouest);

Objectif 2. Maintenir une taille croissante de la population pour atteindre le statut « espèce menacée », c'est-à-dire au moins 250 baleines matures/417 baleines au total pour le groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique et pour la population du Pacifique Ouest);

Objectif 3. Maintenir une taille croissante de la population pour dépasser les critères d'abondance du statut d'espèce menacée, c'est-à-dire plus de 1 000 baleines matures/1 667 au total pour le groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique et pour la population du Pacifique Ouest. À noter que ce chiffre est proche de la fourchette inférieure de la taille possible de la population du Pacifique Ouest avant l'exploitation; cet objectif peut donc aussi être interprété comme un retour à la fourchette inférieure des nombres historiques pour la population du Pacifique Ouest.

On ne sait pas très bien dans quelle mesure les habitats étaient utilisés historiquement au Canada par les UD du groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique et de la population du Pacifique Ouest. Un objectif réalisable en matière de répartition serait de maintenir la répartition actuelle pour les deux UD.

PROJECTIONS DÉMOGRAPHIQUES

Des efforts considérables de modélisation des populations ont été entrepris ces dernières années pour évaluer la structure des stocks de baleines grises dans le Pacifique Nord (CBI, 2018), pour évaluer l'abondance annuelle des baleines grises de la population du Pacifique Nord-Est à partir de dénombrements effectués à terre (Durban *et al.*, 2017), pour estimer l'abondance annuelle à partir des données de capture-recapture pour les baleines du groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique et de la population du Pacifique Ouest (Cooke *et al.*, 2016, 2017; Calambokidis *et al.*, 2017) et pour projeter les trajectoires de la population du Pacifique Ouest selon différents scénarios (Cooke *et al.*, 2016, 2017). Les séries chronologiques des estimations de l'abondance à partir des analyses de capture-marquage-recapture sont disponibles de 1998 à 2015 pour le groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique et de 1995 à 2016 pour le regroupement alimentaire de la population du Pacifique Ouest autour de l'île de Sakhaline. Des estimations de l'abondance pour les regroupements alimentaires combinés de l'île de Sakhaline et du Kamchatka sont disponibles pour les années 1995 et 2015 (Commission baleinière internationale, 2018a).

Description du modèle

Plusieurs modèles de population complexes ont été élaborés pour estimer les paramètres d'abondance et de dynamique des populations des trois UD, y compris des modèles structurés selon l'âge et fondés sur les individus (Punt et Wade, 2012; Punt et Moore, 2013; Cooke *et al.*, 2016, 2017; Commission baleinière internationale, 2018a). Pour projeter les trajectoires des populations dans un avenir proche, il a été jugé préférable d'utiliser une approche de projection plus simple qui utilise les valeurs estimées par des études antérieures (et leur marge d'incertitude) plutôt que d'essayer de réestimer des paramètres en fonction des mêmes données. Cet outil de projection personnalisé peut ensuite servir à explorer divers scénarios futurs. Pour cet exercice, on a projeté sur les 23 prochaines années (jusqu'en 2038) les estimations de l'abondance les plus récentes pour la population du groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique et la population du Pacifique Ouest en utilisant une approche de rééchantillonnage et des paramètres de dynamique de la population propres à l'espèce ou à la population, ainsi que les incertitudes correspondantes tirées de la documentation. La croissance démographique future a été projetée à l'aide d'un modèle de production excédentaire sans structure par classe d'âge ou sexe, et la densité-dépendance a été appliquée au moyen d'une équation thêta logistique (Gilpin et Ayala, 1973) :

$$N_{t+1} = N_t + R_{max}N_t \left(1 - \left(\frac{N_t}{K}\right)^\theta\right) - C_t - M_t$$

où : N_{t+1} est l'abondance du groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique ou de la population du Pacifique Ouest au cours de l'année t ; R_{max} est le taux de croissance exponentielle; K est la capacité de charge théorique; et θ permet de tenir compte de la croissance asymétrique potentielle de la population en fonction de sa densité. C_t et M_t représentent les prises (récolte autochtone) et la mortalité d'origine humaine autre que la récolte au cours de l'année t . L'exposant θ est lié au niveau de productivité nette maximale (NPNM), qui est l'équivalent du rendement maximal durable souvent utilisé comme point de référence limite dans la gestion des pêches. Le NPNM est défini comme l'accroissement annuel net le plus important de la taille de la population, après la prise en compte des ajouts liés à la reproduction/au recrutement et des pertes dues à la mortalité naturelle (examiné dans la publication de Wade [2018]). Le modèle thêta-logistique suppose un déclin de la croissance démographique annuelle en fonction de la densité à mesure que la population se rapproche de la capacité de charge K . R_{max} et K sont maintenus constants sur les trajectoires de la population (c'est-à-dire qu'ils ne varient pas d'une année à l'autre). Cet outil de projection peut être utilisé pour modéliser l'impact de différents scénarios de gestion (p. ex. l'augmentation ou la diminution de la mortalité anthropique et les variations du taux de croissance et de la capacité de charge).

Distributions de paramètres

Pour chacune des 10 000 projections, les valeurs des paramètres (taille de la population de départ, R_{max} , K , θ , moyenne annuelle de $C_t + M_t$) ont été tirées d'une distribution aléatoire. Ces distributions des paramètres d'entrée du modèle provenaient de la documentation (voir la figure S1 en annexe). On a supposé que les tailles de population initiales (c'est-à-dire les estimations de l'abondance les plus récentes) suivaient une distribution log-normale avec une moyenne de 243 et un CV de 0,08 pour le groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique, et une moyenne de 282 et un CV de 0,05 pour la population du Pacifique Ouest (les deux regroupements alimentaires de l'île de Sakhaline et du Kamchatka).

L'estimation la plus récente de R_{max} pour la population du Pacifique Nord-Est est de 6,2 % (IC à 90 % de 3,2-8,8 %; Punt et Wade, 2012). Cette valeur a été utilisée à la fois pour le groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique et la population du Pacifique Ouest, car c'est actuellement la meilleure estimation disponible, et elle est probablement représentative des caractéristiques du cycle biologique au niveau de l'espèce plutôt qu'au niveau de la population. Nous supposons que le paramètre d'entrée R_{max} suit une distribution bêta proportionnelle, pour laquelle les paramètres ont été choisis de manière à obtenir une moyenne de 6,2 % et une plage de 3,2 à 8,8 % des quantiles de 5 % à 95 %.

Les valeurs médianes a posteriori de la capacité de charge K pour le groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique étaient auparavant estimées entre 265 et 293 (la moyenne des médianes dans plusieurs scénarios était de 280), avec des estimations des 95 % supérieurs proches de 500. Pour cet exercice, nous avons supposé que K suivait une distribution bêta dans laquelle la plage inférieure ne peut être inférieure à l'abondance maximale observée ces dernières années ($N = 243$). La fourchette des valeurs du NPNM pour le groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique est estimée à 0,6-0,8 (Punt et Moore, 2013), ce qui équivaut à des valeurs de θ de 2,4 à > 10 . Considérant qu'une distribution uniforme sur θ ne donne pas une distribution uniforme sur le NPNM, nous avons utilisé une distribution bêta proportionnelle sur θ pour obtenir une distribution raisonnablement uniforme sur le NPNM. À notre connaissance, les valeurs de K et θ n'ont pas été estimées pour la population du Pacifique Ouest. L'abondance de

la population du Pacifique Ouest avant l'exploitation a été estimée entre 1 500 et 10 000 individus, mais une incertitude entoure la façon dont ces valeurs ont été déterminées (Weller *et al.*, 2002). Nous avons fixé la distribution initiale des paramètres pour K de la population du Pacifique Ouest comme une distribution uniforme sur cette fourchette de 1 500 à 10 000. Nous avons appliqué la même distribution pour θ à la population du Pacifique Ouest.

Les taux de mortalité anthropique (attribuable aux empêtements et aux collisions avec des navires) ont été estimés à 1,35 baleine du groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique par an de 2012 à 2016 dans les eaux américaines (Carretta *et al.*, 2018b, 2018c). Nous avons supposé la même valeur moyenne pour la population du Pacifique Ouest, car aucune estimation quantitative de la mortalité d'origine humaine n'est disponible à l'heure actuelle et les deux populations sont approximativement de la même taille (c'est-à-dire qu'on suppose que le risque d'empêtement et de collision avec des navires est proportionnel à la taille de l'UD). La récolte de subsistance des Autochtones russes prélève en moyenne 128 baleines par an dans la population migratrice du Pacifique Nord, et aucune baleine du groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique ou de la population du Pacifique Ouest. La chasse proposée par les Makah serait planifiée de manière à éviter de prendre une baleine du groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique ou de la population du Pacifique Ouest, mais le plan de gestion pourrait aboutir à un maximum d'une baleine du groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique par an, selon certaines conditions (voir le site de la CBI pour plus de détails). Nous avons supposé que la moyenne annuelle des prises C_t (récolte autochtone) est de 1,0 pour le groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique et de 0 pour la population du Pacifique Ouest. Comme la mortalité totale d'origine humaine ($C_t + M_t$) est la somme de processus distincts (empêtement, collisions avec des navires, récolte), elle a été incluse dans le modèle sous la forme d'une distribution de Poisson aléatoire qui exprime la probabilité qu'un nombre donné d'événements indépendants se produisent dans un intervalle de temps fixe, à un taux connu, et indépendamment du temps écoulé depuis le dernier événement. Pour la distribution de Poisson, nous avons utilisé un paramètre de taux λ égal à la somme des mortalités annuelles moyennes (2,35 pour le groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique et 1,35 pour la population du Pacifique Ouest).

Projections

Les projections démographiques de 2015 à 2038 pour le groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique et la population du Pacifique Ouest sont présentées à la figure 15. Par définition, ces projections sont très sensibles au choix des valeurs des paramètres, et en particulier au taux de croissance de la population et à la capacité de charge. L'hypothèse d'une capacité de charge constante dans le temps est simpliste, étant donné que les fluctuations interannuelles de la productivité environnementale et les changements environnementaux à long terme peuvent modifier les ressources disponibles et la capacité de charge. En outre, les projections ne tiennent pas compte des événements dramatiques rares, tels que les épisodes de mortalité inhabituelle qui ont touché la population migratrice du Pacifique Nord, dont les impacts potentiels sur le groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique et la population du Pacifique Ouest ne sont pas entièrement élucidés.

Compte tenu de la dynamique actuelle des populations et des sources connues de mortalité d'origine humaine, les probabilités que le groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique atteigne les objectifs d'abondance 1 et 2 d'ici 2038 sont de 86 % et de 11 %, respectivement (figure 15). Ces probabilités sont de 100 % et 94 %, respectivement, pour la population du Pacifique Ouest (figure 15). La probabilité d'atteindre une abondance de 1 000 individus matures (c'est-à-dire que la population n'est plus en voie de disparition ou menacée) dans un délai de 23 ans est de 0 % pour le groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique et la

population du Pacifique Ouest. Il convient de noter que le taux de croissance actuel de la population du Pacifique Ouest est inférieur à celui que l'on attendrait d'une population se situant bien en dessous de sa capacité de charge, et que la probabilité d'atteindre les objectifs de rétablissement dépend fortement des valeurs a priori utilisées pour la capacité de charge.

Des projections de la population ont également été modélisées avec des valeurs de la mortalité anthropique C_t plus faibles afin de simuler l'effet des mesures d'atténuation visant à réduire cette source de mortalité. Ces scénarios ne modifient pas de manière significative les probabilités d'atteindre les objectifs de rétablissement, car la dynamique actuelle des populations est principalement déterminée par les valeurs de K et R_{max} , plutôt que par la mortalité anthropique. Dans un scénario d'absence de mortalité anthropique ($C_t = 0$), les probabilités d'atteindre les objectifs d'abondance 1 et 2 après 23 ans étaient respectivement de 94 % et 13 % pour le groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique, et de 100 % et 99 % pour la population du Pacifique Ouest.

Les paramètres et les valeurs associés utilisés pour projeter l'abondance du groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique et de la population du Pacifique Ouest ont été établis à partir de modèles complexes et de longues séries chronologiques de données représentant un ensemble considérable de travaux évalués par des pairs. Les caractéristiques spécialisées des modèles de population (p. ex. la structure selon l'âge ou un modèle à 3 UD spatialement explicite) ne seraient nécessaires que s'il était démontré que des menaces ont un impact disproportionné sur certains segments de la population, ou si l'on avait plus de renseignements sur la structure de la population et les échanges entre les UD (p. ex. immigration, émigration). Il serait important d'améliorer nos connaissances sur la mortalité anthropique dans les UD du groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique et de la population du Pacifique Ouest afin de pouvoir explorer de manière significative des scénarios supplémentaires. Pour l'instant, nous recommandons d'utiliser les paramètres décrits ci-dessus.

Compte tenu des données dont on dispose, il n'est pas certain que l'habitat d'alimentation disponible au Canada sera suffisant pour répondre à la demande d'un groupe plus nombreux s'alimentant le long de la côte du Pacifique dans le futur. Si le groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique est actuellement à la capacité de charge ou proche de celle-ci, l'espace d'habitat convenable pourrait être saturé et ne pourrait probablement pas soutenir davantage d'individus. Les connaissances sur la biomasse et la dynamique de la densité des espèces-proies de la baleine grise à de grandes échelles spatiales et temporelles au Canada pourraient être utiles dans ce domaine. On pense que la population du Pacifique Ouest utilise les eaux canadiennes principalement pour la migration. La disponibilité d'un habitat migratoire approprié ne devrait pas être un facteur limitatif pour le rétablissement de l'une ou l'autre des UD.

SCÉNARIOS D'ATTÉNUATION DES MENACES ET ACTIVITÉS DE RECHANGE

Il est recommandé de consulter le Plan de gestion de la baleine grise de l'est du Pacifique au Canada de Pêches et Océans Canada (2010), ainsi que le document du MPO intitulé Comptes rendus sur les progrès de la mise en œuvre du Plan de gestion de la baleine grise de l'est du Pacifique (*Eschrichtius robustus*) au Canada (2019), car des efforts considérables ont été déployés pour définir les mesures de gestion (et les progrès associés) de la baleine grise au Canada. Les deux documents suivants sont également pertinents : le Plan d'action visant des espèces multiples dans la réserve de parc national, réserve d'aire marine nationale de conservation et site du patrimoine Haïda Gwaii Haanas (Agence Parcs Canada, 2016) et le Plan d'action visant des espèces multiples dans la réserve de parc national du Canada Pacific Rim (Agence Parcs Canada, 2017).

Voir le tableau 4 pour obtenir un bref aperçu des mesures d'atténuation possibles et des solutions de rechange aux activités considérées comme des menaces pour le groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique et la population du Pacifique Ouest au Canada. Toutes les mesures d'atténuation proposées dans le tableau 4 ou dans les documents susmentionnés augmenteraient probablement le taux de survie des baleines grises au Canada. Il est difficile d'accroître directement la productivité du groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique et de la population du Pacifique Ouest, car cela dépendra avant tout des conditions environnementales qui influent sur la capacité de charge et la disponibilité des proies. Il est possible qu'une réduction des menaces anthropiques qui pèsent sur les femelles sexuellement matures et les baleineaux puisse influencer indirectement la productivité.

Les principales menaces qui pèsent sur les baleines grises sont les empêtements et les collisions avec des navires. Il est nécessaire de mieux comprendre les profils spatio-temporels du chevauchement entre d'une part les UD du groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique et de la population du Pacifique Ouest au Canada, et d'autre part l'effort de pêche et le trafic maritime, pour pouvoir estimer la réduction de la mortalité qui pourraient découler des mesures d'atténuation ou des activités de rechange proposées. Il serait également instructif de connaître les types d'engins de pêche dans lesquels les baleines grises sont les plus susceptibles de s'empêtrer ou de rester piégées. Par exemple, l'empêchement dans les filets (39,7 %) et les nasses (17,1 %) était à l'origine de la majorité des blessures et des mortalités anthropiques chez les baleines grises du Pacifique Nord entre 1924 et 2015 (Scordino *et al.*, 2017). Les types d'engins de pêche en cause dans les cas d'empêchement de baleines grises dans les eaux américaines de 2012 à 2016 étaient les filets maillants fixes et dérivants, les nasses et les casiers (Carretta *et al.*, 2018c, 2018b). Dans l'Extrême-Orient russe, les pêches côtières du saumon au filet fixe représentent un risque élevé d'empêchement pour les baleines de la population du Pacifique Ouest qui se nourrissent au large du nord-est de l'île de Sakhaline et du Kamchatka (Lowry *et al.*, 2018). En outre, les pêches au filet maillant de fond, à la palangre démersale, à la senne danoise, au casier et à la nasse chevauchent considérablement l'habitat d'alimentation des baleines grises de la population du Pacifique Ouest, ce qui augmente le risque de prises accessoires (Lowry *et al.*, 2018). Il est difficile de déterminer le type de navires impliqués dans les collisions avec des baleines grises et les circonstances de ces collisions, mais on soupçonne que la plupart des interactions négatives se produisent dans les eaux littorales et probablement avec des navires se déplaçant rapidement, que les baleines grises n'ont pas le temps d'éviter.

ÉVALUATION DES DOMMAGES ADMISSIBLES

Le groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique et la population du Pacifique Ouest ont été désignés comme étant « En voie de disparition » par le COSEPAC en raison de leur petite taille, ce qui signifie qu'il faudrait réduire au minimum toute mortalité d'origine anthropique. Le gouvernement du Canada n'a actuellement pas de définition quantitative normalisée des « dommages admissibles » pour une espèce. En vertu de la Marine Mammal Protection Act du gouvernement américain, le niveau de prélèvement biologique potentiel (PBR) a été adopté comme moyen de quantifier le nombre maximal d'animaux, hors mortalité naturelle, qui peut être prélevé par année tout en permettant à la population cible d'atteindre la population optimale durable ou d'y rester dans les 100 ans (Wade, 1998). Le prélèvement biologique potentiel intègre donc un objectif de gestion qui diffère des objectifs en matière de rétablissement proposés ci-dessus. Le prélèvement biologique potentiel est calculé comme suit :

$$PBR = N_{min} \times \frac{1}{2} R_{max} \times F_R$$

où N_{min} est l'estimation la plus récente de l'abondance minimale de la population, R_{max} est le taux de croissance théorique maximum de la population et F_R est le facteur de récupération. N_{min} est souvent définie comme le 20^e centile de la distribution log-normale présumée autour de l'estimation de l'abondance, et est calculée à l'aide de l'équation suivante (Wade *et al.*, 1998) :

$$N_{min} = \frac{N_{est}}{\exp(z\sqrt{\ln(1 + CV(N_{est})^2)})}$$

où N_{est} est l'estimation ponctuelle de la taille de la population la plus récente, z est la variable normale standard (0,842 pour le 20^e centile), et $CV(N)$ est le coefficient de variation de la taille estimative de la population.

L'estimation de la population pour le groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique en 2015 était de 243 individus (CV 0,08), ce qui donne une valeur N_{min} de 227. L'estimation de la population du Pacifique Ouest (regroupements alimentaires de l'île de Sakhaline et du Kamchatka combinés) en 2015 était de 282 individus (CV 0,05) ou $N_{min} = 270$, et de 191 individus (CV 0,042) ou $N_{min} = 184$ pour les individus se nourrissant principalement autour de l'île de Sakhaline (Commission baleinière internationale, 2018b, tableau 2, p. 380). Une valeur de 6,2 % a été utilisée pour R_{max} pour les deux populations.

Le facteur de récupération F_R est une constante allant de 0,1 à 1,0, où les valeurs inférieures à 1,0 attribuent une proportion de la production nette attendue à la croissance de la population, tout en compensant les incertitudes qui peuvent entraver le rétablissement de la population (National Marine Fisheries Service, 2016). Les études de simulation de population ont recommandé d'utiliser des valeurs de F_R par défaut de 0,1 pour les stocks (ou unités désignables) en voie de disparition et de 0,5 pour les stocks menacés et ceux dont l'état est inconnu (Barlow *et al.*, 1995; Wade, 1998). Compte tenu des incertitudes entourant les niveaux de recrutement externe par rapport au recrutement interne et la structure des stocks, le National Marine Fisheries Service (États-Unis) a attribué une valeur F_R de 0,5 pour le groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique et une valeur de 0,1 pour la population du Pacifique Ouest (Carretta *et al.*, 2018a). Nous proposons ici d'autres facteurs de rétablissement fondés sur les critères canadiens (Hammill *et al.*, 2017), qui suggèrent d'utiliser une valeur de 0,25 pour les petites populations que le COSEPAC a désignées comme étant menacées ou en voie de disparition, mais qui sont en augmentation ou stables (par opposition aux petites populations en déclin – ou dont les tendances sont inconnues – avec les mêmes désignations, pour lesquelles un facteur de 0,1 est jugé approprié).

En utilisant ce facteur de rétablissement de 0,25, le prélèvement biologique potentiel pour le groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique est de 1,76 baleine par an, et de 2,09 baleines par an pour la population du Pacifique Ouest. Ces valeurs du prélèvement biologique potentiel concernent l'ensemble des populations et sont supposées représenter la mortalité anthropique dans l'ensemble de leurs aires de répartition (et non seulement la mortalité dans les eaux canadiennes).

Comme la population du Pacifique Ouest n'utilise les eaux américaines que de façon saisonnière, Carretta et ses collaborateurs (2018) ont multiplié le prélèvement biologique potentiel ci-dessus par des estimations de la proportion de la population du Pacifique Ouest qui occupe les eaux américaines (0,575) et la proportion de l'année où ces individus se trouvent aux États-Unis (3 mois ou 0,25 an), ce qui donne un PBR de 0,07 baleine par an. On pense que la population du Pacifique Ouest n'utilise les eaux canadiennes que pour la migration, mais il est possible que certains individus s'arrêtent pour s'alimenter ou socialiser pendant la migration. Si nous supposons que la même proportion de la population du Pacifique Ouest utilise les eaux canadiennes pendant la migration vers les zones de reproduction au Mexique, et que la

proportion de temps que les individus de la population du Pacifique Ouest passent dans les eaux canadiennes équivaut elle aussi à trois mois, la part canadienne du PBR serait de 0,30 baleine de la population du Pacifique Ouest par an (avec $F_R = 0,25$).

TABLEAUX

Tableau 1. Paramètres du cycle biologique de la baleine grise. Baleine grise : paramètre non spécifique à une unité désignable

Paramètre du cycle biologique	Unité désignable	Valeur	Référence
Âge à la maturité sexuelle	Baleine grise	8 ans	Rice et Wolman (1971)
Âge à la première mise bas	Baleine grise	10 ans	Taylor <i>et al.</i> (2007)
	Population du Pacifique Ouest	10,7 ans (ET 0,6)	Cooke <i>et al.</i> (2016)
Âge à la maturité physique	Baleine grise	40 ans	Rice et Wolman (1971)
Durée de la gestation	Baleine grise	13-14 mois	Rice et Wolman (1971) Rice (1983)
Nombre de petits par naissance	Baleine grise	1	Rice et Wolman (1971) Rice (1983)
Durée de la lactation	Baleine grise	6-7 mois	Sumich (1986)
Intervalle entre les naissances	Baleine grise	2 ans	Jones (1990)
Sex-ratio à la naissance (proportion de femelles)	Population du Pacifique Ouest	0,41 (ET 0,05)	Cooke <i>et al.</i> (2016)
Âge maximal des femelles reproductrices	Baleine grise	55 ans	Taylor <i>et al.</i> (2007)
Durée de génération	GW	22,9 ans	Taylor <i>et al.</i> (2007)
Taux de survie des baleineaux (< 1 an)	Population du Pacifique Nord-Est	0,706–0,730	Punt et Wade (2010)
	Groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique	0,63 (ET 0,09)	Calambokidis <i>et al.</i> (2017)
	Population du Pacifique Ouest	0,67 (ET 0,07)	Cooke <i>et al.</i> (2016)
Taux de survie des animaux autres que les baleineaux (> 1 an)	Population du Pacifique Nord-Est	0,972–0,983	Punt et Wade (2010)
	Groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique	0,967 (ET 0,007)	Calambokidis <i>et al.</i> (2017)
	Population du Pacifique Ouest	0,980 (ET 0,004)	Cooke <i>et al.</i> (2016)

Tableau 2. Évaluation de la menace au niveau de la population pour les UD du groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique et de la population du Pacifique Ouest au Canada. H : historique, C : actuelle, P : prévue (voir les définitions des catégories dans MPO, 2014).

Menace	UD	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions	Certitude causale (classement)	Risque de la menace au niveau de la population	Réalisation de la menace au niveau de la population	Fréquence de la menace au niveau de la population	Étendue de la menace au niveau de la population
Empêchement	Groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique	Connue	Moyen	Élevée (2)	Moyen (2)	H, A, P	Continue	Considérable
	Population du Pacifique Ouest	Connue	Moyen	Élevée (2)	Moyen (2)	H, A, P	Continue	Limitée - Importante
Collisions avec des navires	Groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique	Connue	Moyen	Élevée (2)	Moyen (2)	H, A, P	Continue	Considérable
	Population du Pacifique Ouest	Connue	Moyen	Élevée (2)	Moyen (2)	H, A, P	Continue	Limitée - Importante
Perturbation ou destruction de l'habitat d'alimentation	Groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique	Probable	Faible	Moyenne (3)	Faible (3)	H, A, P	Récurrente	Limitée - Importante
	Population du Pacifique Ouest	Probable	Faible	Moyenne (3)	Faible (3)	H, A, P	Récurrente	Restreinte - Limitée
Perturbations physiques	Groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique	Connue	Inconnu	Faible (4)	Inconnu (4)	H, A, P	Continue	Limitée - Importante
	Population du Pacifique Ouest	Connue	Inconnu	Faible (4)	Inconnu (4)	H, A, P	Continue	Limitée
Bruit aigu	Groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique	Probable	Inconnu	Moyenne (3)	Inconnu (3)	H, A, P	Récurrente	Limitée
	Population du Pacifique Ouest	Probable	Inconnu	Moyenne (3)	Inconnu (3)	H, A, P	Récurrente	Limitée

Menace	UD	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions	Certitude causale (classement)	Risque de la menace au niveau de la population	Réalisation de la menace au niveau de la population	Fréquence de la menace au niveau de la population	Étendue de la menace au niveau de la population
Bruit chronique	Groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique	Connue	Inconnu	Faible (4)	Inconnu (4)	H, A, P	Continue	Limitée - Importante
	Population du Pacifique Ouest	Connue	Inconnu	Faible (4)	Inconnu (4)	H, A, P	Continue	Limitée - Importante
Déversements de produits toxiques	Groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique	Peu probable	Moyen - Élevé	Faible (4)	Moyen (4)	H, A, P	Récurrente	Limitée - Importante
	Population du Pacifique Ouest	Peu probable	Moyen - Élevé	Faible (4)	Moyen (4)	H, A, P	Récurrente	Limitée - Importante
Polluants	Groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique	Connue	Inconnu	Faible (4)	Inconnu (4)	H, A, P	Continue	Limitée - Importante
	Population du Pacifique Ouest	Connue	Inconnu	Faible (4)	Inconnu (4)	H, A, P	Continue	Limitée - Importante
Chasse de subsistance des Autochtones	Groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique	Peu probable	Faible	Très élevée (5)	Faible (5)	H	Récurrente	Restreinte
	Population du Pacifique Ouest	Peu probable	Faible	Très élevée (5)	Faible (5)	H	Récurrente	Restreinte
Recherche scientifique	Groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique	Connue	Faible	Faible (4)	Faible (4)	H, A, P	Récurrente	Restreinte
	Population du Pacifique Ouest	Connue	Faible	Faible (4)	Faible (4)	H, A, P	Récurrente	Restreinte

Tableau 3. Évaluation de la menace au niveau de l'espèce pour la baleine grise au Canada. H : historique, C : actuelle, A : prévue (voir les définitions des catégories dans MPO, 2014).

Menace	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions	Certitude causale (classement)	Risque de la menace au niveau de la population	Réalisation de la menace au niveau de la population	Fréquence de la menace au niveau de la population	Étendue de la menace au niveau de la population
Empêchement	Connue	Moyen	Élevée (2)	Moyen (2)	H, A, P	Continue	Considérable
Collisions avec des navires	Connue	Moyen	Élevée (2)	Moyen (2)	H, A, P	Continue	Considérable
Perturbation ou destruction de l'habitat d'alimentation	Probable	Faible	Moyenne (3)	Faible (3)	H, A, P	Récurrente	Limitée - Importante
Perturbations physiques	Connue	Inconnu	Faible (4)	Inconnu (4)	H, A, P	Continue	Limitée - Importante
Bruit aigu	Probable	Inconnu	Faible (4)	Inconnu (4)	H, A, P	Récurrente	Limitée
Bruit chronique	Connue	Inconnu	Faible (4)	Inconnu (4)	H, A, P	Continue	Limitée - Importante
Déversements de produits toxiques	Peu probable	Moyen - Élevé	Faible (4)	Moyen (4)	H, A, P	Récurrente	Limitée - Importante
Polluants	Connue	Inconnu	Très faible (5)	Inconnu (5)	H, A, P	Continue	Limitée - Importante
Chasse de subsistance des Autochtones	Connue	Faible	Très élevée (1)	Faible (4)	H	Récurrente	Restreinte
Recherche scientifique	Connue	Faible	Faible (4)	Faible (4)	H, A, P	Récurrente	Restreinte

Tableau 4. Aperçu des mesures d'atténuation possibles et des solutions de rechange aux activités considérées comme des menaces pour le groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique et la population du Pacifique Ouest au Canada. Voir la liste des mesures d'atténuation achevées ou en cours et des activités de soutien à la conservation des baleines grises au Canada dans *Pêches et Océans Canada (2010, 2019)*.

Menace	Mesures d'atténuation ou activités de rechange
Empêtrément	<ol style="list-style-type: none"> 1. Entreprendre un exercice de cartographie spatio-temporelle pour documenter les zones où les baleines grises risquent le plus de s'empêtrer dans les engins de pêche au Canada. 2. Documenter le type et l'origine des engins de pêche trouvés sur les baleines grises empêtrées au Canada. 3. Réduire ou déplacer (géographiquement ou dans le temps) les activités de pêche de manière à éviter les interactions négatives avec les baleines grises. 4. Envisager de modifier les engins de pêche et d'aquaculture de façon à réduire l'incidence et/ou la gravité des empêtrements. 5. Sensibiliser le public et l'informer sur le risque d'empêtrément des baleines grises et d'autres mammifères marins; comment signaler et documenter les cas d'empêtrément. 6. Veiller à l'application adéquate des lignes directrices régionales et du <i>Règlement canadien sur les mammifères marins (RMM)</i>. 7. Poursuivre l'élaboration des programmes d'observation des pêches, des normes de déclaration, de l'identification des espèces de mammifères marins et des lignes directrices pour faciliter la gestion des prises accessoires. 8. Continuer à soutenir le Programme d'intervention auprès des mammifères marins (PIMM) et la collecte de données connexe.
Collisions avec des navires	<ol style="list-style-type: none"> 1. Entreprendre un exercice de cartographie spatio-temporelle pour documenter les zones où les baleines grises risquent le plus d'entrer en collision avec des navires au Canada. 2. Documenter le type de navires impliqués dans les collisions avec des baleines grises et les circonstances de ces collisions au Canada. 3. Réduire la vitesse des navires ou déplacer (géographiquement ou dans le temps) le trafic maritime de manière à éviter les interactions négatives avec les baleines grises. 4. Sensibiliser le public et l'informer sur le risque de collision de navires avec des baleines grises et sur la façon de signaler et de documenter les cas de collision de navires (p. ex. diffuser les directives « <i>Respectez les baleines</i> »). 5. Veiller à l'application adéquate des lignes directrices régionales et du <i>Règlement canadien sur les mammifères marins (RMM)</i>.

Menace	Mesures d'atténuation ou activités de rechange
	6. Continuer à soutenir le Programme d'intervention auprès des mammifères marins (PIMM) et la collecte de données connexe.
Perturbation ou destruction de l'habitat d'alimentation	<ol style="list-style-type: none"> 1. Entreprendre un exercice de cartographie de l'habitat d'alimentation pour déterminer 1) les aires d'alimentation connues du groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique (et potentiellement de la population du Pacifique Ouest) au Canada, et 2) les zones sur lesquelles des études de référence sont nécessaires pour étudier les profils d'utilisation de l'habitat d'alimentation. 2. Éviter l'aménagement du littoral, l'industrialisation ou toute autre activité susceptible de perturber ou de détruire l'habitat côtier utilisé par les baleines grises pour la quête de nourriture. 3. Examiner les propositions de projets susceptibles d'avoir des effets sur les zones utilisées par les baleines grises (p. ex. dégradation de l'habitat benthique, utilisation de levés sismiques ou de sonars) et fournir des avis propres aux projets pour atténuer ou éviter les impacts en ce qui concerne les besoins des baleines grises en matière d'habitat.
Perturbations physiques	<ol style="list-style-type: none"> 1. Veiller à l'application adéquate des lignes directrices régionales et du <i>Règlement canadien sur les mammifères marins</i> (RMM). 2. Sensibiliser le public et l'informer sur le risque de perturbations physiques pour les baleines grises et sur la manière de signaler et de documenter les cas de perturbations physiques (p. ex. diffuser les directives « <i>Respectez les baleines</i> »). 3. Veiller à l'application adéquate des lignes directrices régionales et du <i>Règlement canadien sur les mammifères marins</i> (RMM).
Bruit aigu et chronique	<ol style="list-style-type: none"> 1. Appliquer les normes de Pêches et Océans Canada sur l'atténuation des bruits sismiques, et les protocoles de mise en œuvre régionaux (c'est-à-dire l'<i>Énoncé des pratiques canadiennes d'atténuation des ondes sismiques en milieu marin</i>). 2. Veiller à l'application adéquate des lignes directrices régionales et du <i>Règlement canadien sur les mammifères marins</i> (RMM). 3. Sensibiliser le public et l'informer sur le risque de perturbations acoustiques pour les baleines grises. 4. Réduire la vitesse des navires dans les habitats importants pour les baleines grises. 5. Éviter, réduire ou déplacer (géographiquement ou dans le temps) les sources de bruit anthropique sous-marin qui chevauchent un habitat important pour les baleines grises ou se trouvent à proximité. 6. Favoriser le développement de technologies d'insonorisation pour les navires.

Menace	Mesures d'atténuation ou activités de rechange
Déversements de produits toxiques	<ol style="list-style-type: none"> 1. Veiller à ce que des mesures préventives soient mises en place pour éviter les déversements toxiques de toute nature. 2. Élaborer une intervention globale en cas de déversements toxiques pour atténuer ou éviter les impacts sur les baleines grises ou leur habitat d'alimentation au Canada. 3. Déterminer la source des déversements toxiques dans le milieu marin et établir des stratégies appropriées pour réduire ou éviter les déversements répétés. 4. Veiller à ce que les responsables des déversements toxiques disposent des équipes, de la formation et du matériel appropriés pour intervenir en cas de déversements.
Polluants	<ol style="list-style-type: none"> 1. Sensibiliser le public et l'informer sur le risque de contamination de l'environnement et des organismes marins par la pollution marine. 2. Documenter et déterminer les sources de pollution marine. Explorer des façons de réduire la pollution marine à la source. 3. Appuyer les programmes consacrés à l'enlèvement des débris anthropiques du milieu marin et du littoral.
Chasse de subsistance des Autochtones	Élaborer des stratégies de cogestion pour la chasse traditionnelle à la baleine, en soutien aux droits négociés dans le cadre de traités.
Recherche scientifique	<ol style="list-style-type: none"> 1. Veiller à ce que les programmes scientifiques proposés soient pertinents et apportent une valeur ajoutée aux connaissances pour la survie, le rétablissement et la gestion des baleines grises en voie de disparition au Canada. 2. Les programmes proposés doivent respecter les normes relatives à la recherche sur les animaux menée de manière éthiquement responsable (voir le Conseil canadien de protection des animaux).

FIGURES

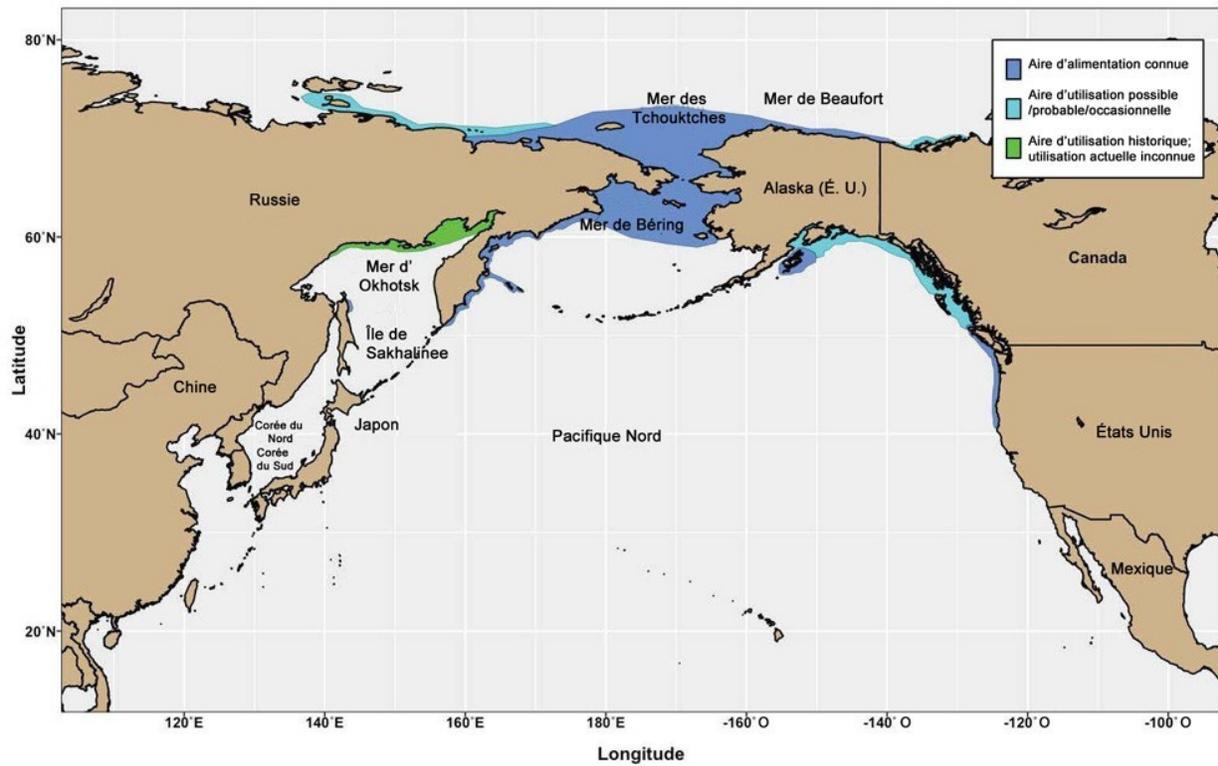


Figure 1. Répartition approximative des baleines grises dans l'océan Pacifique Nord pour l'alimentation, montrant l'aire d'alimentation connue (bleu foncé), les zones probablement utilisées pour l'alimentation (bleu clair) et les zones d'alimentation utilisées dans le passé (vert). Figure adaptée de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature et de la Commission baleinière internationale (2016).

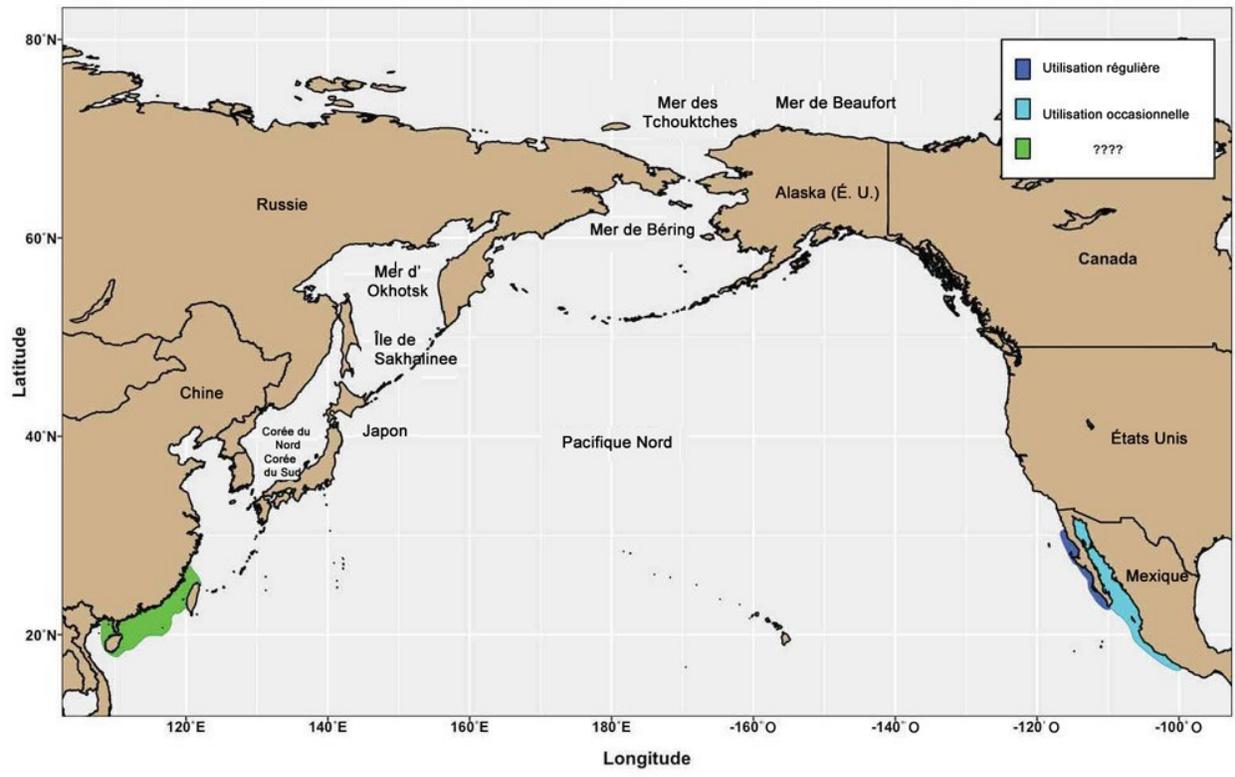


Figure 2. Répartition approximative des baleines grises en hiver dans l'océan Pacifique Nord, illustrant les zones de reproduction connues (bleu foncé), les zones de reproduction utilisées occasionnellement (bleu clair) et les zones de reproduction potentiellement utilisées dans le passé (vert). Figure adaptée de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature et de la Commission baleinière internationale (2016).

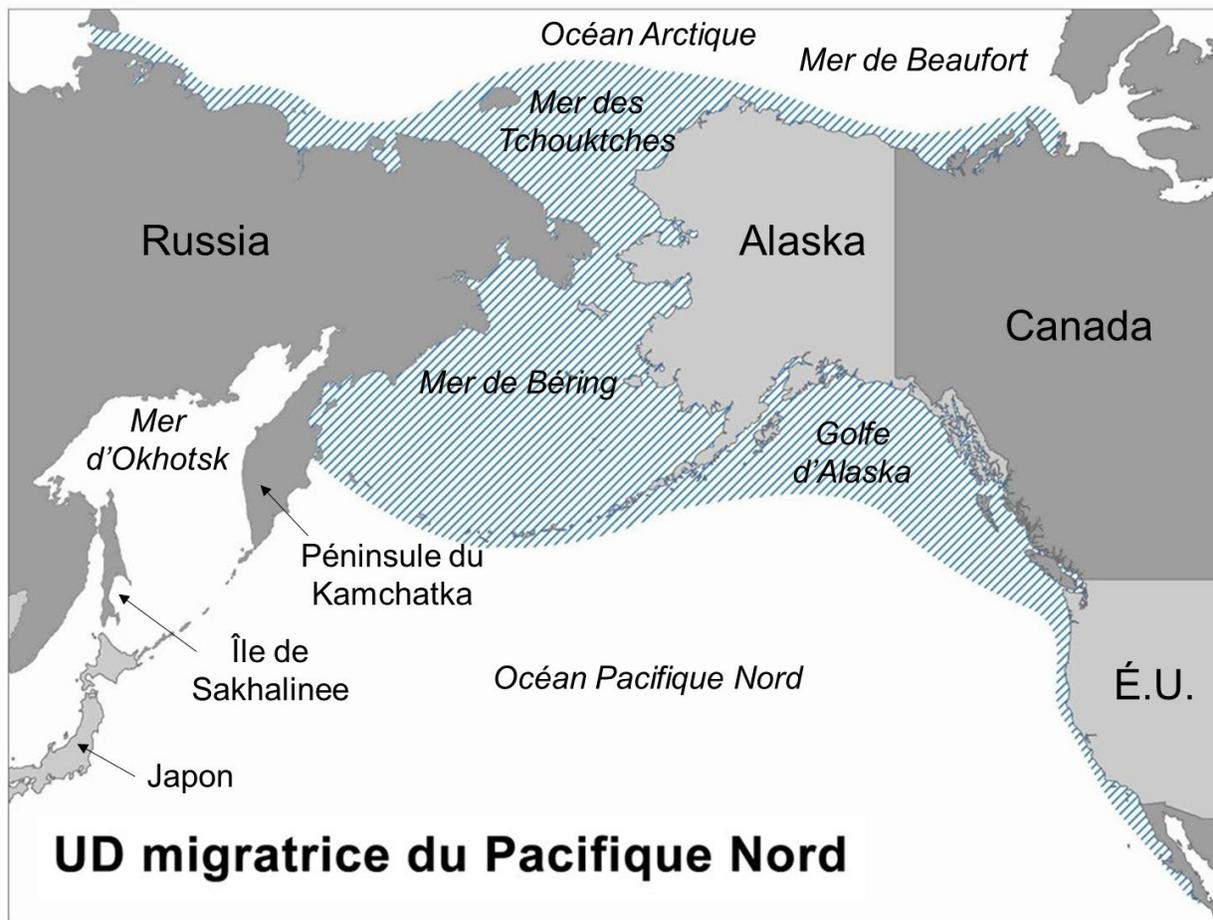


Figure 3. Répartition approximative de l'unité désignable de la population migratrice du Pacifique Nord, comprenant les aires d'alimentation d'été et d'automne, les zones d'hivernage et la voie de migration (figure adaptée de COSEPAC [2017]).

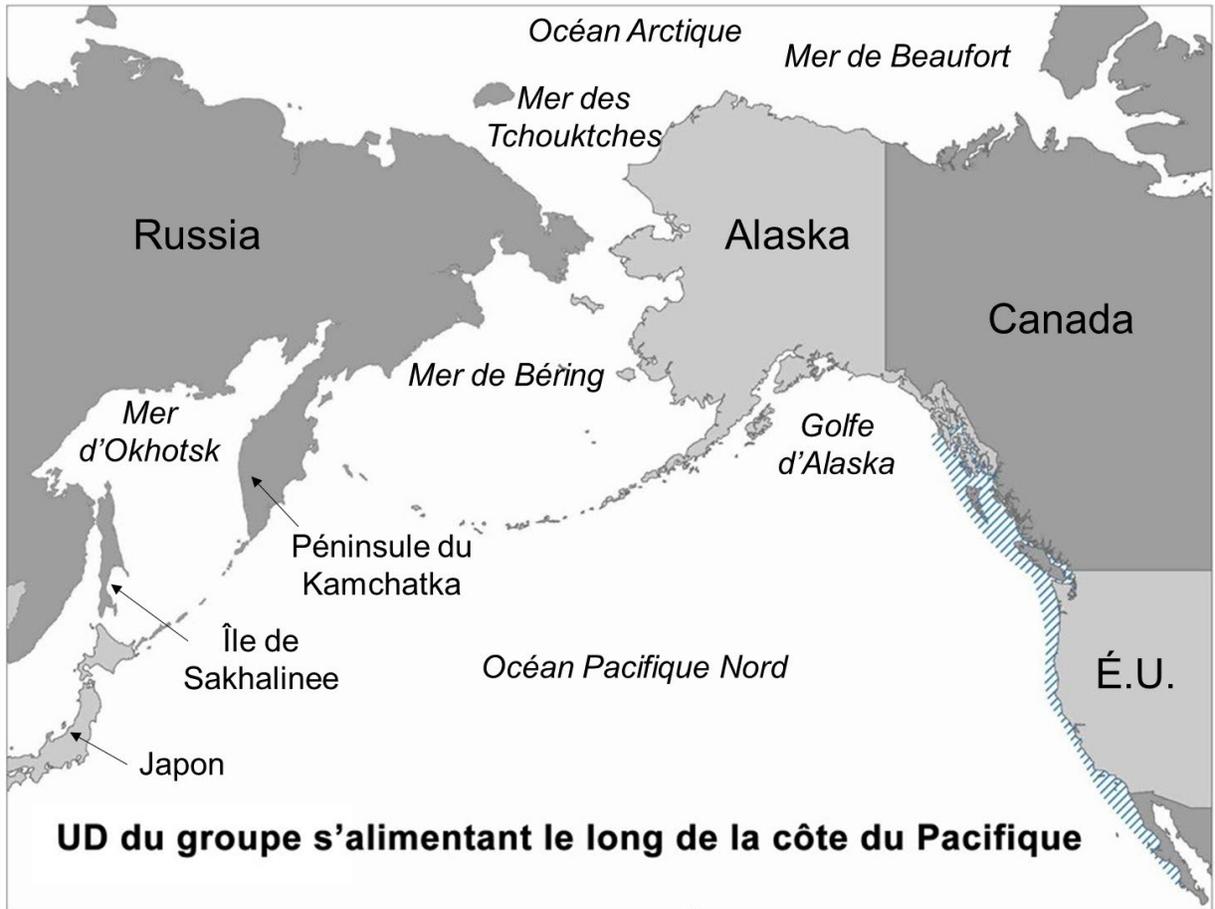


Figure 4. Répartition approximative de l'unité désignable du groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique, comprenant les aires d'alimentation d'été et d'automne, les zones d'hivernage et la voie de migration (figure adaptée de COSEPAC [2017]).

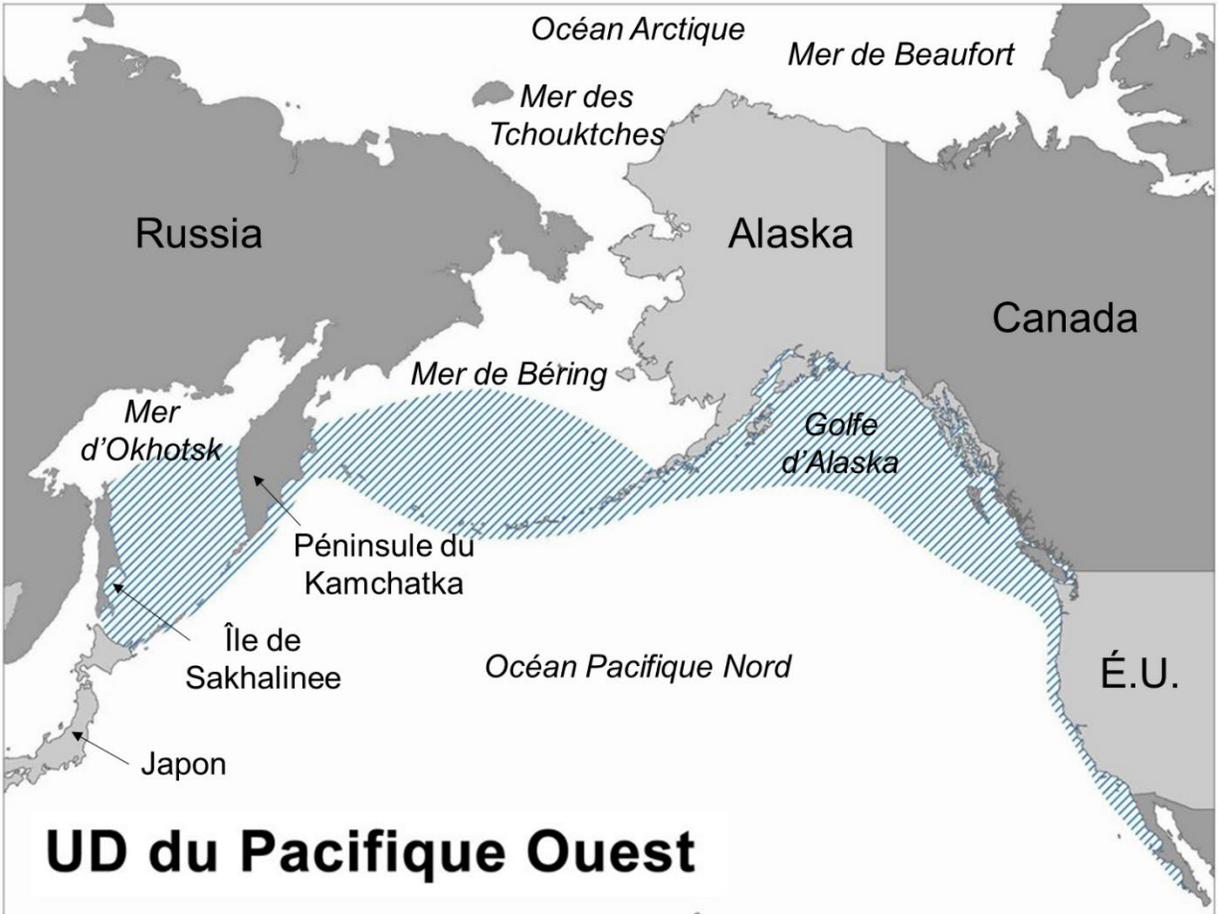


Figure 5. Répartition approximative de l'unité désignable du Pacifique Ouest, comprenant les aires d'alimentation d'été et d'automne, les zones d'hivernage et la voie de migration (figure adaptée de COSEPAC [2017]).

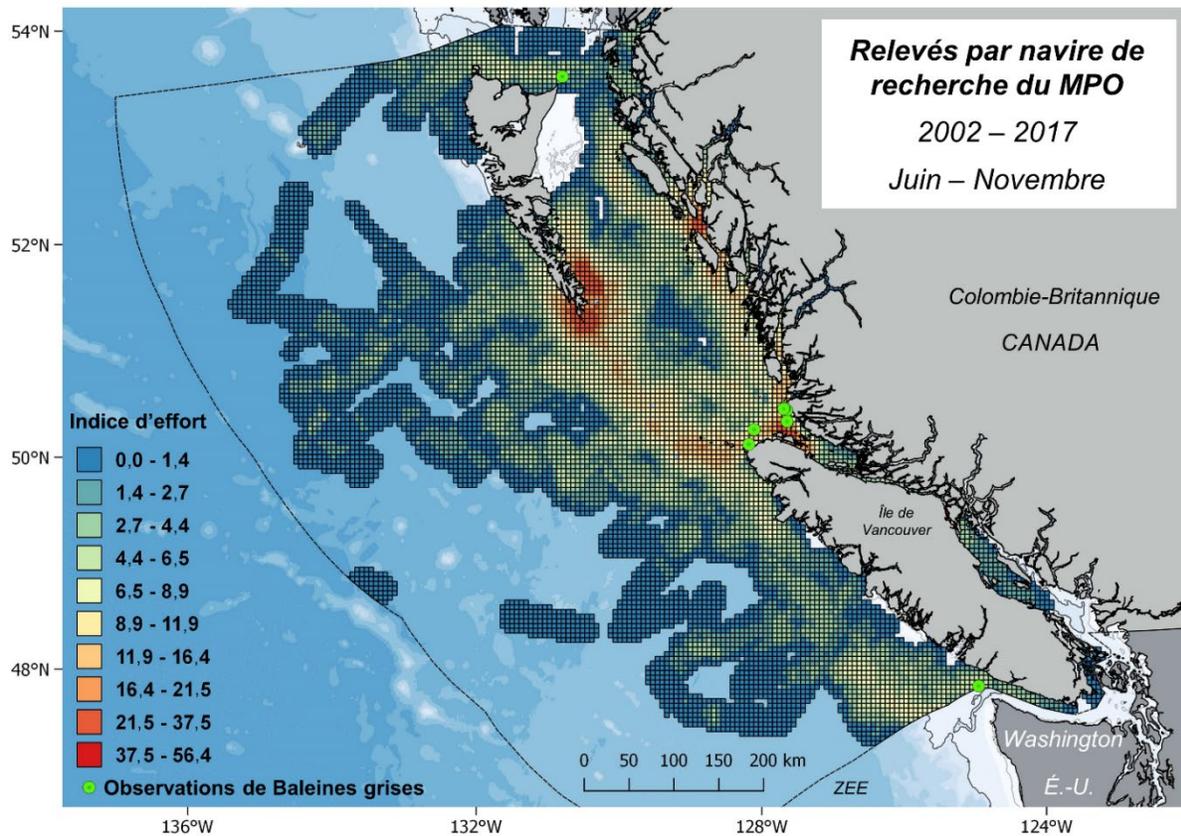


Figure 6. Relevés effectués par des navires de Pêches et Océans Canada (MPO) au large de la côte ouest de la Colombie-Britannique, au Canada, de 2002 à 2017, pendant l'été et l'automne (du 1^{er} juin au 30 novembre). L'indice de l'effort indique le nombre de fois qu'une cellule de grille de 5x5 km (25 km²) a fait l'objet d'un relevé cumulatif au fil des ans. Les points verts sont les observations de baleines grises (non rattachées à une UD), représentant huit événements d'observation et 17 individus. EEZ : zone économique exclusive du Canada. Projection cartographique : NAD83 BC Albers.

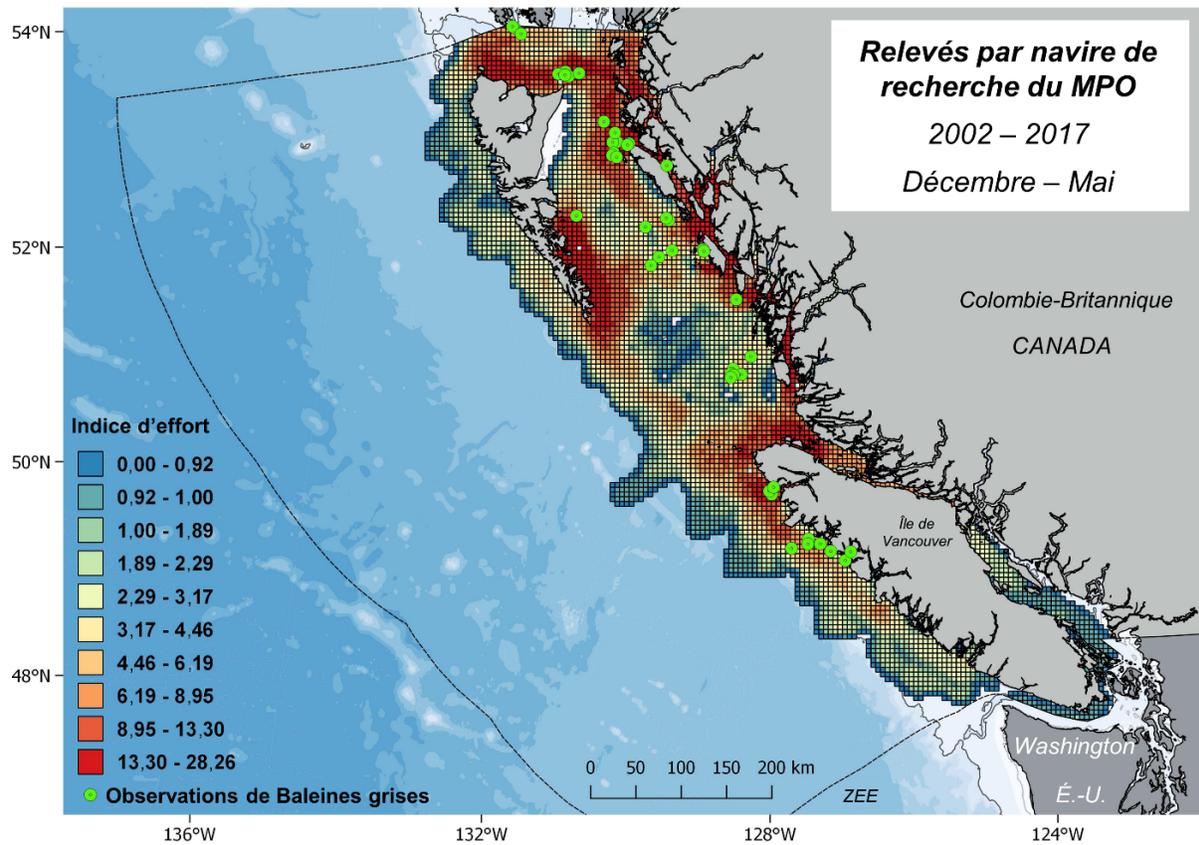


Figure 7. Relevés effectués par des navires de Pêches et Océans Canada (MPO) au large de la côte ouest de la Colombie-Britannique, au Canada, de 2002 à 2017, pendant l'hiver et le printemps (du 1^{er} décembre au 31 mai). L'indice de l'effort indique le nombre de fois qu'une cellule de grille de 5x5 km (25 km²) a fait l'objet d'un relevé cumulatif au fil des ans. Les points verts sont les observations de baleines grises (non rattachées à une UD), représentant 44 événements d'observation et au moins 92 individus. EEZ : zone économique exclusive du Canada. Projection cartographique : NAD83 BC Albers.

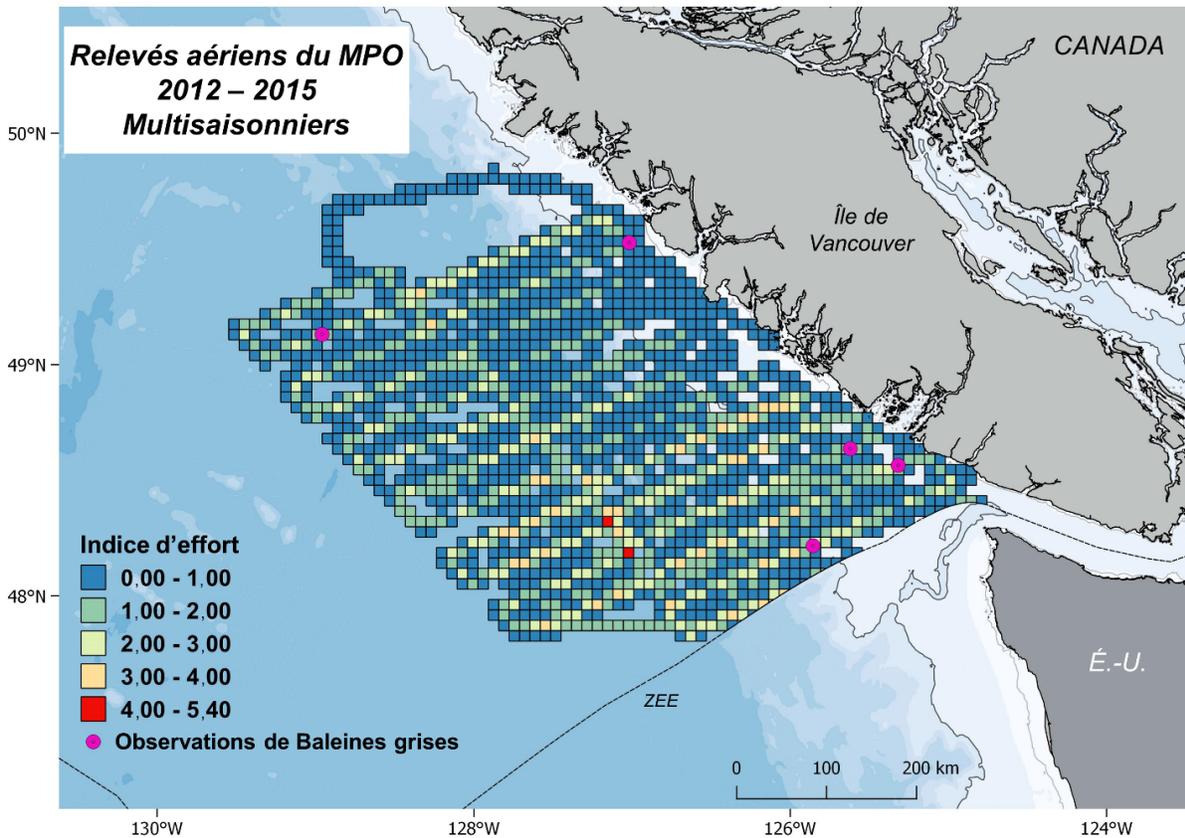


Figure 8. Relevés aériens multisaisonniers menés par Pêches et Océans Canada (MPO) de 2012 à 2015. L'indice de l'effort indique le nombre de fois qu'une cellule de grille de 5x5 km (25 km²) a fait l'objet d'un relevé cumulatif au fil des ans. Les points roses sont des observations de baleines grises (non rattachées à une unité désignable), représentant cinq événements d'observation et neuf individus (trois en janvier, un en mars et un en décembre). EEZ : zone économique exclusive du Canada. Projection cartographique : NAD83 BC Albers.

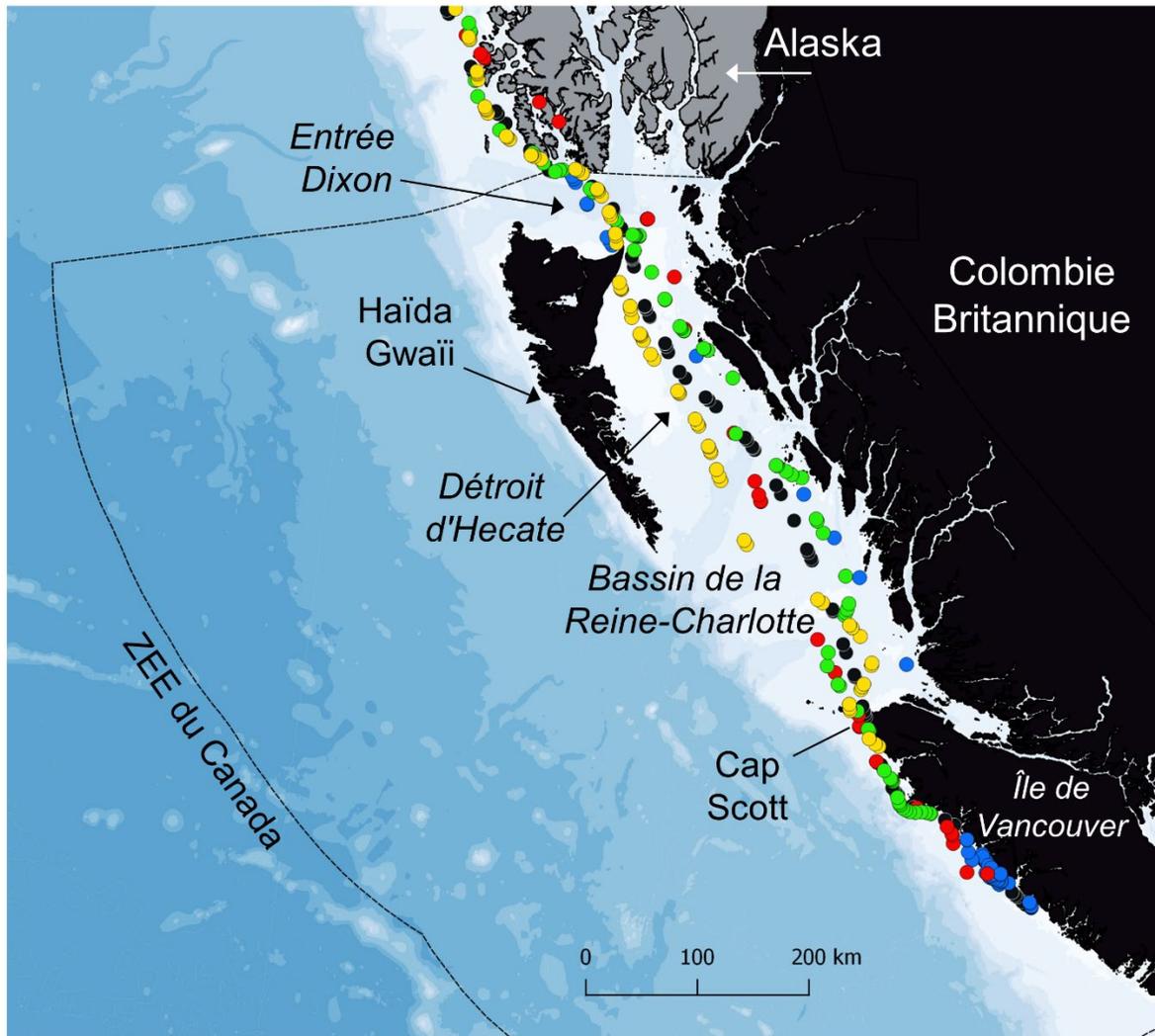


Figure 9. Suivi par satellite de cinq baleines grises migrant vers le nord (chacune représentée avec une couleur différente). Les étiquettes ont été déployées en mars de 2009 à 2011 au large du centre de la côte ouest de l'île de Vancouver. EEZ : zone économique exclusive du Canada. Projection cartographique : NAD83 BC Albers (carte reproduite de Ford et al. [2013]).

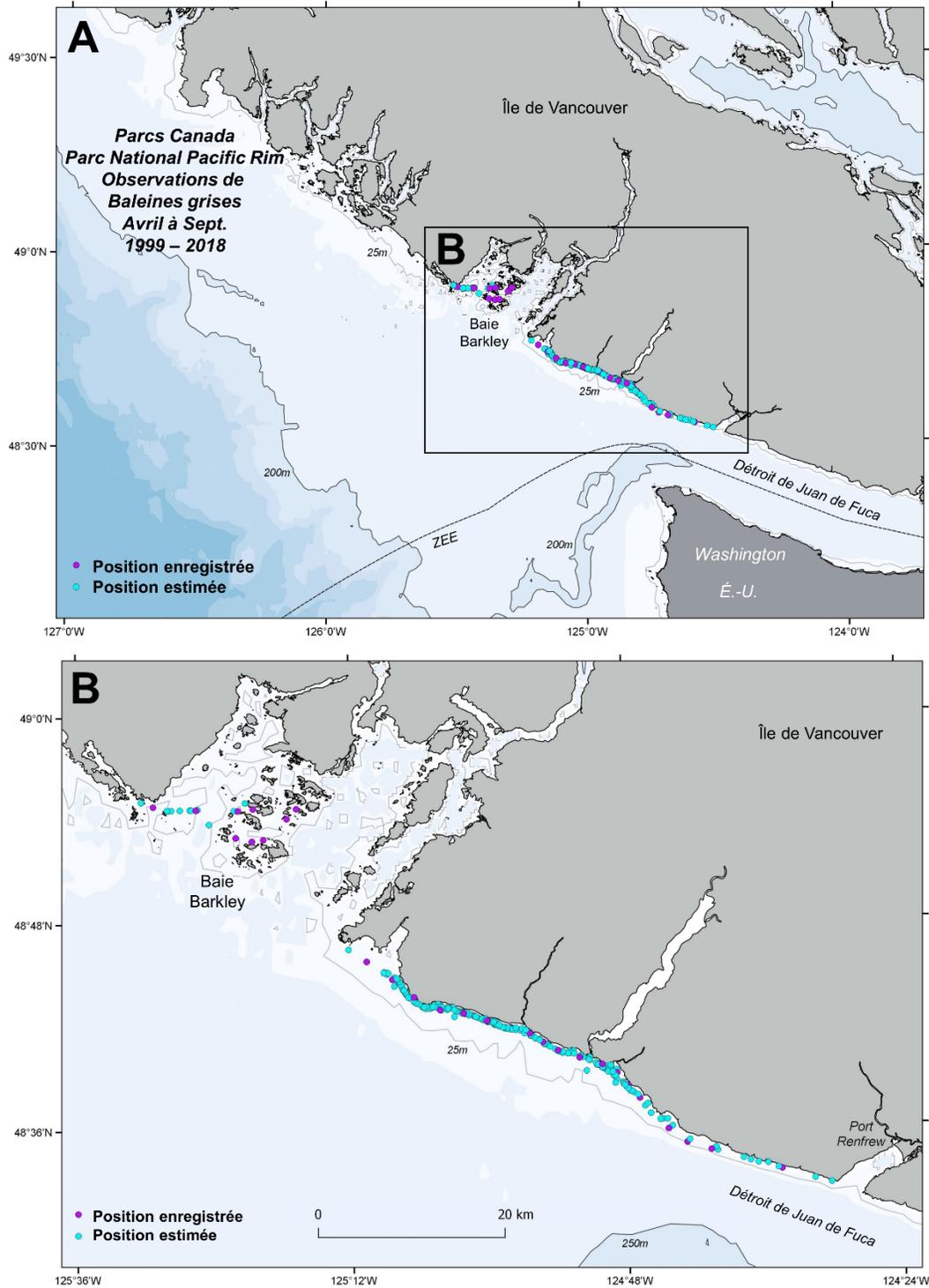


Figure 10. Observations fortuites de baleines grises dans le sud-ouest de l'île de Vancouver d'avril à septembre, de 1999 à 2018. Données fournies par Parcs Canada – Réserve de parc national Pacific Rim. Les points violets indiquent les positions réelles des baleines, et les points bleus les positions approximatives. Projection cartographique : NAD83 BC Albers.

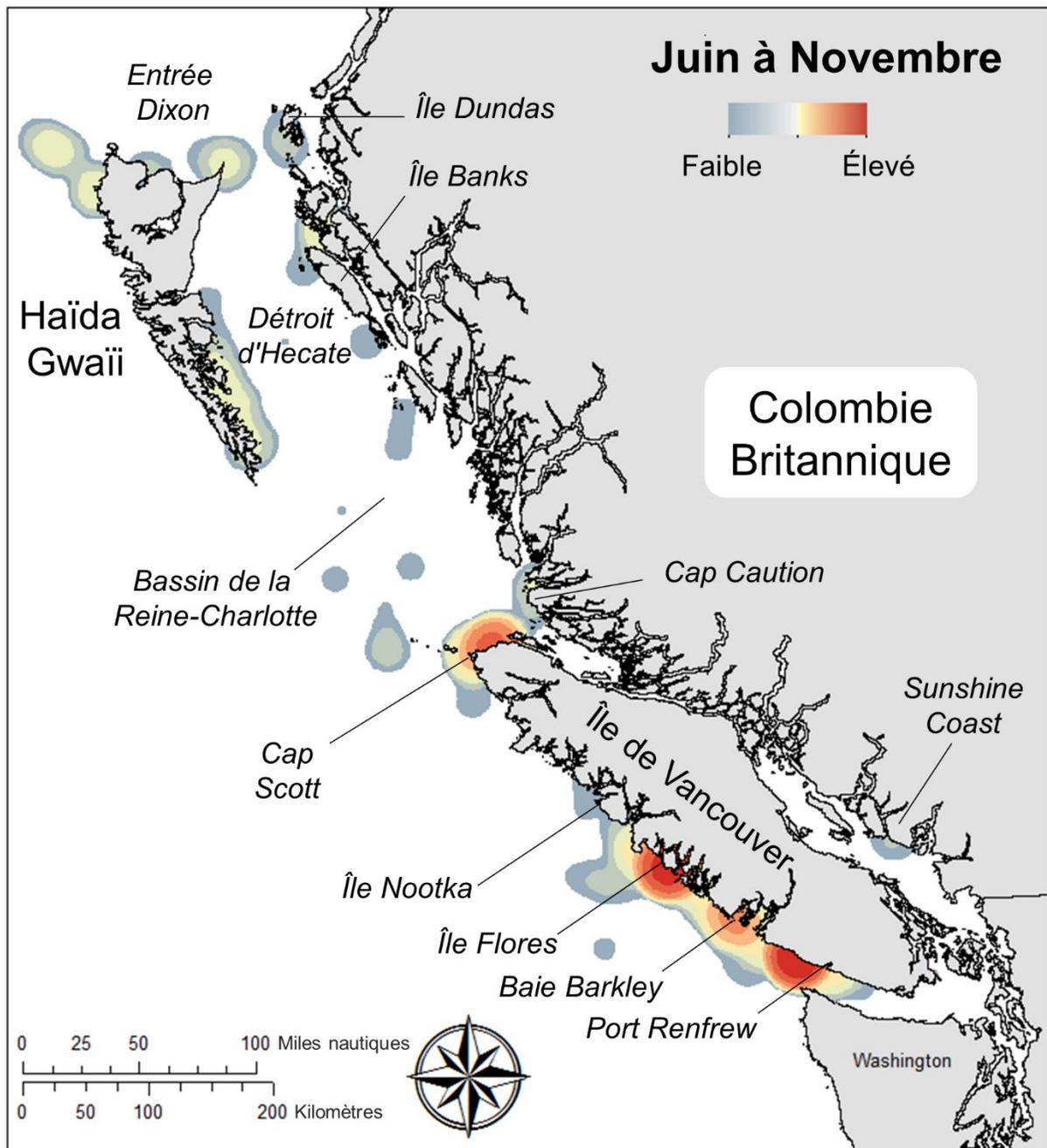


Figure 11. Abondance relative (faible à élevée) des baleines grises en Colombie-Britannique de juin à novembre. Les données et la carte sont fournies par le British Columbia Cetacean Sightings Network (BCCSN) et ont été corrigées en fonction de l'effort (Rechsteiner et al., 2013).

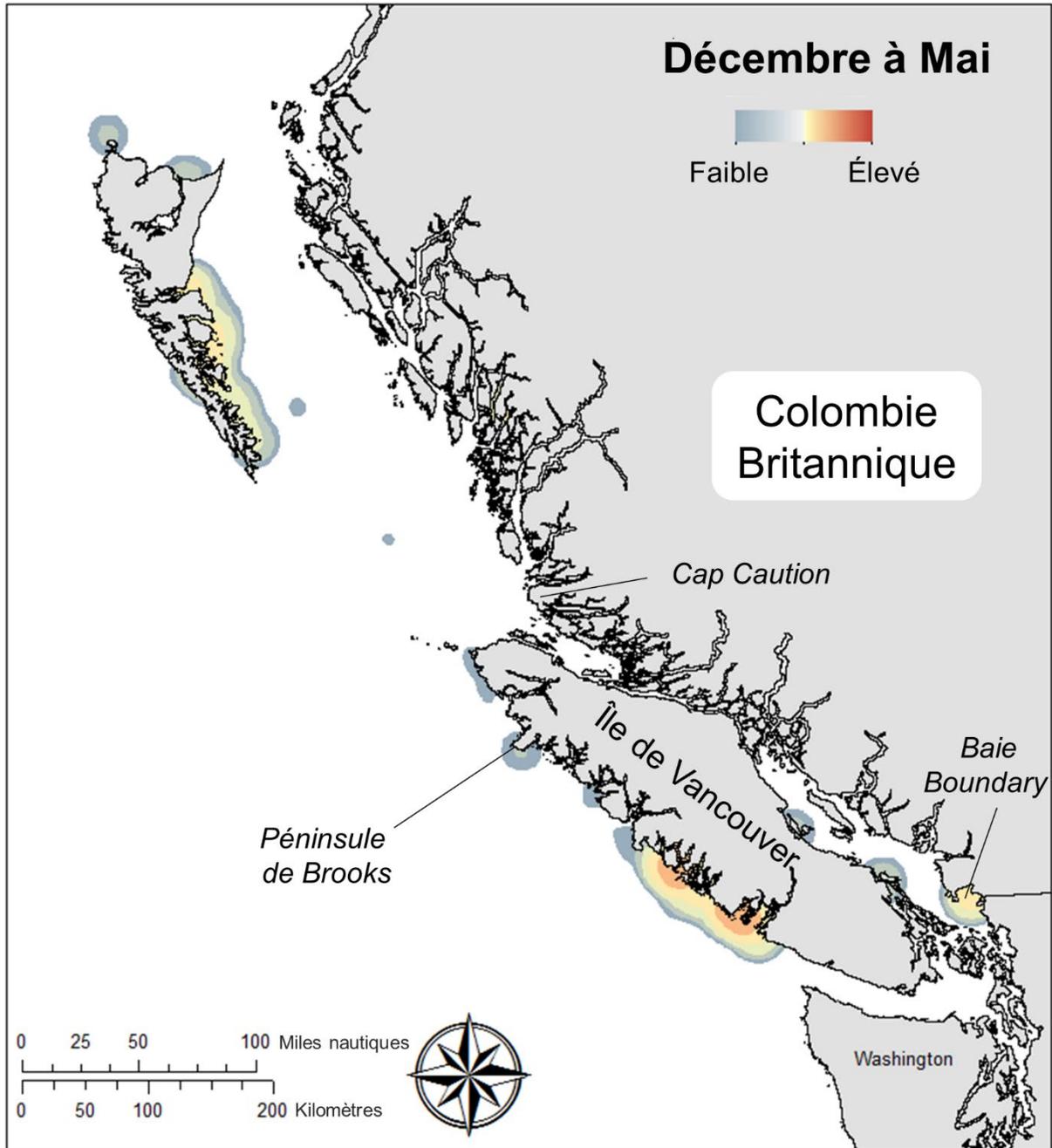


Figure 12. Abondance relative (faible à élevée) des baleines grises en Colombie-Britannique de décembre à mai. Les données et la carte sont fournies par le British Columbia Cetacean Sightings Network (BCCSN) et ont été corrigées en fonction de l'effort (Rechsteiner et al., 2013).

Profondeurs associées aux observations de Baleines grises: été-automne

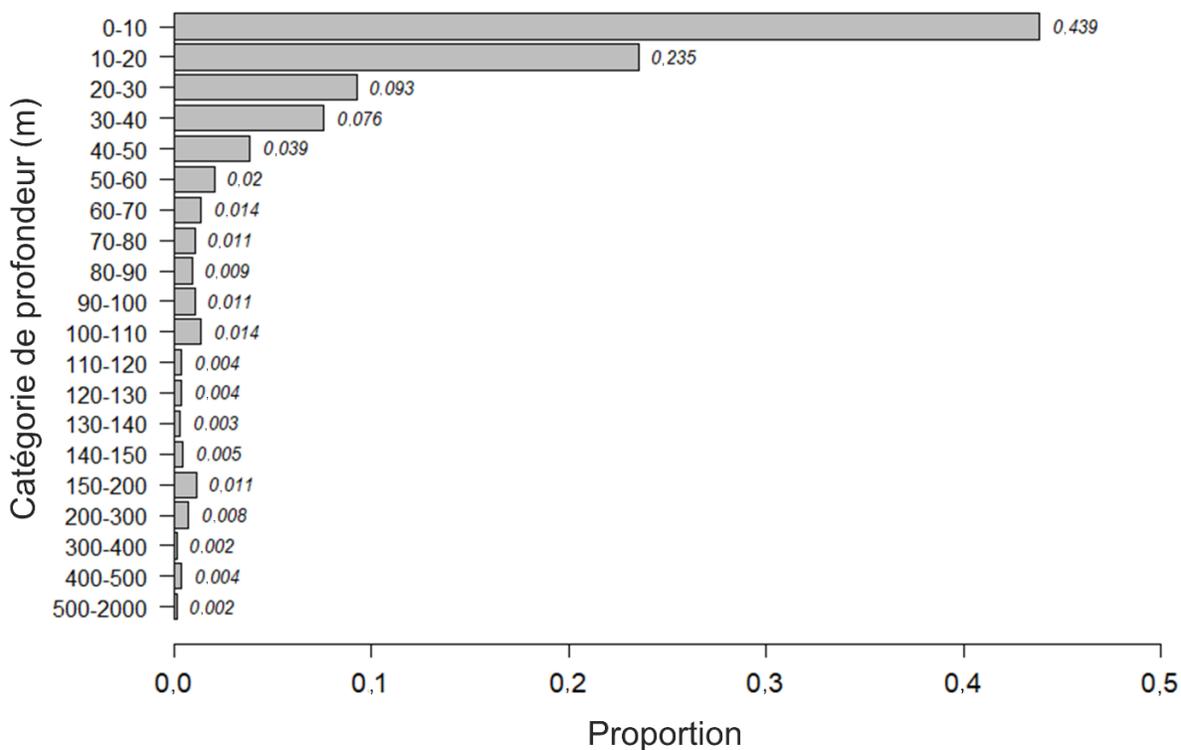


Figure 13. Répartition en profondeur des observations de baleines grises au Canada pendant l'été et l'automne entre 1988 et 2018. Les sources de données sont les relevés aériens et par navire de Pêches et Océans Canada (MPO), les observations fortuites du British Columbia Cetacean Sightings Network (BCCSN) et les observations fortuites de la réserve de parc national Pacific Rim de Parcs Canada (n=1 320). Il convient de noter que l'intervalle entre les catégories de profondeur change à partir de 150 m. La proportion d'observations dans chaque catégorie de profondeur est indiquée à droite de chaque barre.

**Profondeurs associées aux observations de Baleines grises:
hiver-printemps**

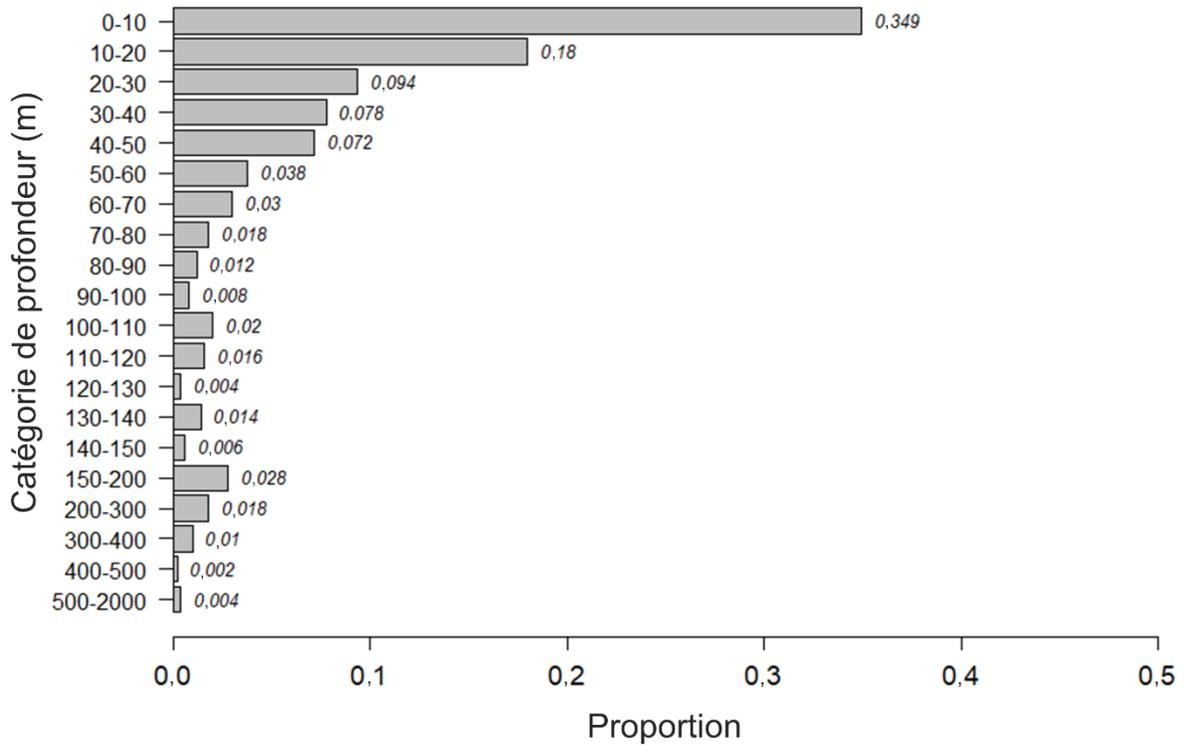


Figure 14. Répartition en profondeur des observations de baleines grises au Canada pendant l'hiver et le printemps entre 1982 et 2018. Les sources de données sont les relevés aériens et par navire de Pêches et Océans Canada (MPO), les observations fortuites du British Columbia Cetacean Sightings Network (BCCSN) et les observations fortuites de la réserve de parc national Pacific Rim de Parcs Canada (n=502). Il convient de noter que l'intervalle entre les catégories de profondeur change à partir de 150 m. La proportion d'observations dans chaque catégorie de profondeur est indiquée à droite de chaque barre.

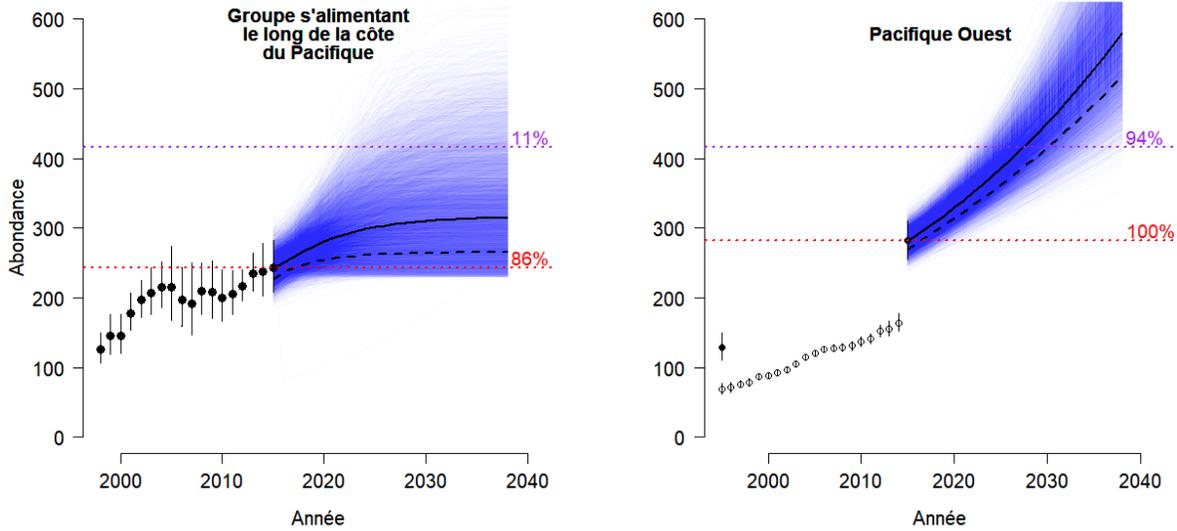


Figure 15. Estimations de l'abondance (avec l'IC à 95 %) pour le groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique (à gauche; 1998-2015) et la population du Pacifique Ouest (à droite), montrant des estimations distinctes pour le regroupement alimentaire de l'île de Sakhaline (cercles ouverts; 1995-2014) et les regroupements alimentaires combinés de l'île de Sakhaline et du Kamtchatka (cercles fermés; 1995 et 2015). L'abondance de la population est projetée à partir des dernières estimations de l'abondance (2015) jusqu'à 23 ans dans le futur (2038). Les itérations des projections sont présentées (lignes bleues) avec la médiane (ligne noire pleine) et le quantile à 20 % (ligne noire tiretée). Les lignes pointillées rouges et violettes représentent les objectifs d'abondance et de rétablissement 1 et 2, respectivement, et la probabilité correspondante de les atteindre après 23 ans. Pour les deux populations, la probabilité d'atteindre l'objectif 3 – un total de 1 667 baleines – était de 0 %.

RÉFÉRENCES CITÉES

- Agence Parcs Canada. 2016. Plan d'action visant des espèces multiples dans la réserve de parc national, réserve d'aire marine nationale de conservation et site du patrimoine haïda Gwaii Haanas. Série de Plans d'action de la *Loi sur les espèces en péril*. Agence Parcs Canada, Ottawa. vii + 30 p.
- Agence Parcs Canada. 2017. [Plan d'action visant des espèces multiples dans la réserve de parc national du Canada Pacific Rim](#). Série de plans d'action de la *Loi sur les espèces en péril*. Agence Parcs Canada, Ottawa. vi + 29 p.
- Anderson, D.M., Glibert, P.M., and Burkholder, J.M. 2002. Harmful algal blooms and eutrophication: nutrient sources, composition, and consequences. *Estuaries and Coasts* 25(4): 704–726. doi:10.1007/BF02804901.
- Andrady, A.L. 2015. Persistence of plastic litter in the oceans. *In* Marine Anthropogenic Litter. *Edited by* M. Bergmann, L. Gutow, and M. Klages. Springer International Publishing, Cham. pp. 57–72. doi:10.1007/978-3-319-16510-3_3.
- Bailey, H., Brookes, K.L., and Thompson, P.M. 2014. Assessing environmental impacts of offshore wind farms: lessons learned and recommendations for the future. *Aquat. Biosyst.* 10(1): 1–13. doi:10.1186/2046-9063-10-8.
- Baird, R.W., Stacey, P.J., Duffus, D.A., and Langelier, K.M. 2002. An evaluation of gray whale (*Eschrichtius robustus*) mortality incidental to fishing operations in British Columbia, Canada. *J. Cetacean Res. Manag.* 4(3): 289–296.
- Barlow, J., Swartz, S.L., Eagle, T.C., and Wade, P.R. 1995. U.S. marine mammal stock assessments: guidelines for preparation, background, and a summary of the 1995 assessments. U.S. Dep. Commer. NOAA Tech. Memo. NMFS-OPR-6: 73 p.
- Barrett-Lennard, L.G., Matkin, C.O., Durban, J.W., Saulitis, E.L., and Ellifrit, D. 2011. [Predation on gray whales and prolonged feeding on submerged carcasses by transient killer whales at Unimak Island, Alaska](#). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 421: 229–241.
- BC Oil & Gas Commission. 2018. [BC Oil & Gas Commission Major Projects Centre](#).
- Benson, S.R., Croll, D.A., Marinovic, B.B., Chavez, F.P., and Harvey, J.T. 2002. [Changes in the cetacean assemblage of a coastal upwelling ecosystem during El Niño 1997–98 and La Niña 1999](#). *Prog. Oceanogr.* 54(1): 279–291.
- Le Boeuf, B.J., Pérez-Cortés M, H., Urbán R, J., Mate, B.R., and Ollervides U, F. 2000. High gray whale mortality and low recruitment in 1999: potential causes and implications. *J. Cetacean Res. Manag.* 2(2): 85–99.
- Bradford, A.L., Weller, D.W., Ivashchenko, Y.V., Burdin, A.M., and Brownell, R.L., J. 2009. Anthropogenic scarring of western gray whales (*Eschrichtius robustus*). *Mar. Mammal Sci.* 25(1): 161–175. doi:10.1111/j.1748-7692.2008.00253.x.
- Brower, A.A., Ferguson, M.C., Schonberg, S.V., Jewett, S.C., and Clarke, J.T. 2017. [Gray whale distribution relative to benthic invertebrate biomass and abundance: Northeastern Chukchi Sea 2009–2012](#). *Deep Sea Res. Part II Top. Stud. Oceanogr.* 144: 156–174.
- Bryant, P.J., Lafferty, C.M., and Lafferty, S.K. 1984. Reoccupation of Laguna Guerrero Negro, Baja California, Mexico, by gray whales. *In* The Gray Whale, *Eschrichtius robustus*. *Edited by* M.L. Jones, S.L. Swartz, and S. Leatherwood. Academic Press, Inc., Orlando, FL. pp. 375–387.

-
- Buck, J.R., and Tyack, P.L. 2000. Response of gray whales to low-frequency sounds. *J. Acoust. Soc. Am.* 107(5): 2774. Acoustical Society of America. doi:10.1121/1.428908.
- Burdin, A.M., Sychenko, O.A., and Sidorenko, M.M. 2017. Status of western North Pacific gray whales off northeastern Sakhalin Island and eastern Kamchatka, Russia, in 2016. Paper SC/67a/NH/03 presented to the International Whaling Commission Scientific Committee.
- Burnham, R.E., and Duffus, D.A. 2016. Gray whale (*Eschrichtius robustus*) predation and the demise of amphipod prey reserves in Clayoquot Sound, British Columbia. *Aquat. Mamm.* 42(2): 123–126.
- Butterworth, D.S., Borchers, D.L., and Punt, A.E. 2002. Dynamic response analysis for the eastern North Pacific gray whale population: an alternative approach. *J. Cetacean Res. Manag.* 4(1): 77–83.
- Calambokidis, J., Laake, J., et Klimek, A. 2012. Updated analysis of abundance and population structure of seasonal gray whales in the Pacific Northwest, 1998–2010. Article SC/M12/AWMP2-Rev présenté à la Commission baleinière internationale.
- Calambokidis, J., Laake, J., et Pérez, A. 2017. Updated analysis of abundance and population structure of seasonal gray whales in the Pacific Northwest, 1996-2015. Article SC/A17/GW/05 présenté à la Commission baleinière internationale.
- Caraveo-Patiño, J., et Soto, L.A. 2005. Stable carbon isotope ratios for the gray whale (*Eschrichtius robustus*) in the breeding grounds of Baja California Sur, Mexico. *Hydrobiologia* 539(1) : 99–104. doi:10.1007/s10750-004-3370-0.
- Carretta, J.V., Forney, K.A., Oleson, E.M., Weller, D.W., Lang, A.R., Baker, J., Muto, M.M., Hanson, B., Orr, A.J., Huber, H., Lowry, M.S., Barlow, J., Moore, J.E., Lynch, D., Carswell, L., et Brownell Jr., R.L. 2018a. U.S. Pacific Draft Marine Mammal Stock Assessment: 2018. U.S. Dep. Commer. NOAA Tech. Memo. NMFS.
- Carretta, J.V., Helker, V., Muto, M.M., Greenman, J., Wilkinson, K., Lawson, D., Viezbicke, J., et Jannot, J. 2018b. Sources of human-related injury and mortality for U.S. Pacific west coast marine mammal stock assessments, 2012-2016. Document PSRG-2018-06 reviewed by the Pacific Scientific Review Group, March 2018. La Jolla (Californie).
- Carretta, J.V., Moore, J.E., et Forney, K.A. 2018c. Estimates of marine mammal, sea turtle, and seabird bycatch from the California large-mesh drift gillnet fishery: 1990-2016. Document PSRG-2018-07 reviewed by the Pacific Scientific Review Group, March 2018. La Jolla (Californie).
- Clare, J.A. 2015. Characterizing site fidelity and habitat use of the eastern north Pacific gray whale (*Eschrichtius robustus*) in Clayoquot Sound, British Columbia. Maîtrise ès sciences, University of Victoria.
- Clarke, J.T., Moore, S.E., et Ljungblad, D.K. 1989. Observations on gray whale (*Eschrichtius robustus*) utilization patterns in the northeastern Chukchi Sea, July–October 1982–1987. *Can. J. Zool.* 67(11) : 2646–2654. doi:10.1139/z89-374.
- Comiso, J.C., Parkinson, C.L., Gersten, R., et Stock, L. 2008. Accelerated decline in the Arctic sea ice cover. *Geophys. Res. Lett.* 35(1). doi:10.1029/2007GL031972.
- Commission baleinière internationale. 2011. Report of the Scientific Committee, Agadir, Maroc, du 30 mai au 11 juin 2010. *J. Cetacean Res. Manage.* 12(Suppl.), avril 2011.
- Commission baleinière internationale. 2012. Report of the Scientific Committee, Tromsø, Norvège, du 30 mai au 11 juin 2011. *J. Cetacean Res. Manage.* 13(Suppl.), avril 2012.
-

-
- Commission baleinière internationale. 2018a. Fifth Rangewide Workshop on the Status of North Pacific Gray Whales. Int. Whaling Comm. Rep. Sci. Comm. SC/67B/REP/07 Rev1.
- Commission baleinière internationale. 2018b. Annex Q: Ad hoc Working Group on Abundance Estimates, Status and International Cruises. J. Cetacean Res. Manage. 19(Suppl.).
- Cooke, J.G. 2018. *Eschrichtius robustus*. IUCN Red List Threat. Species 2018 e.T8097A50. Disponible à <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T8097A50353881.en>.
- Cooke, J.G., Weller, D.W., Bradford, A.L., Sychenko, O., Burdin, A.M., Lang, A.R., et Brownell Jr., R.L. 2016. Updated population assessment of the Sakhalin gray whale aggregation based on a photo-identification study at Piltun, Sakhalin, 1995-2015. Article SC/66b/BRG25 présenté à la Commission baleinière internationale.
- Cooke, J.G., Weller, D.W., Bradford, A.L., Sychenko, O., Burdin, A.M., Lang, A.R., et Brownell Jr., R.L. 2017. Population assessment update for Sakhalin gray whales, with reference to stock identity. Article SC/67A/NH/11 présenté dans le cadre de la 18th Meeting of the Western Gray Whale Advisory Panel de la Commission baleinière internationale.
- Corkeron, P.J., et Connor, R.C. 1999. Why do baleen whales migrate? Mar. Mammal Sci. 15(4) : 1228–1245. doi:10.1111/j.1748-7692.1999.tb00887.x.
- COSEPAC. 2004. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la baleine grise *Eschrichtius robustus* au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. vii + 35 p.
- COSEPAC. 2009. Sommaire du statut de l'espèce du COSEPAC sur la baleine grise (*Eschrichtius robustus*) (population de l'Atlantique) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. viii p.
- COSEPAC. 2017. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la baleine grise (*Eschrichtius robustus*), population migratrice du Pacifique Nord, population du groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique et population du Pacifique Ouest, au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa. xxiii + 83.
- Darling, J.D. 1984. Gray whales off Vancouver Island, British Columbia. Dans *The Gray Whale, Eschrichtius robustus*. Sous la direction de M.L. Jones, S.L. Swartz et S. Leatherwood. Academic Press, Inc., Orlando (Floride). p. 267–287.
- Darling, J.D., Keogh, K.E., et Steeves, T.E. 1988. Gray whale (*Eschrichtius robustus*) habitat utilization and prey species off Vancouver Island, BC. Mar. Mammal Sci. 14 : 692–720.
- Demchenko, N.L., Chapman, J.W., Durkina, V.B., and Fadeev, V.I. 2016. [Life history and production of the western gray whale's prey, *Ampelisca eschrichtii* Krøyer, 1842 \(Amphipoda, Ampeliscidae\)](#). PLoS One 11(1): e0147304.
- Derraik, J.G.B. 2002. [The pollution of the marine environment by plastic debris: a review](#). Mar. Pollut. Bull. 44(9): 842–852.
- Van Dolah, F.M., Doucette, G.J., Gulland, F.M.D., Rowles, T.L., and Bossart, G.D. 2003. Impacts of algal toxins on marine mammals. In *Toxicology of Marine Mammals, Volume 3*. Edited by J.G. Vos, G.D. Bossart, M. Fournier, and T. O'Shea. Taylor & Francis, London and New York. pp. 247–269.
- Duffus, D.A. 1996. The recreational use of grey whales in southern Clayoquot Sound, Canada. Appl. Geogr. 16(3): 179–190.
- Dunham, J.S., and Duffus, D.A. 2001. Foraging patterns of gray whales in central Clayoquot Sound, British Columbia, Canada. Mar. Ecol. Prog. Ser. 223: 299–310.
-

-
- Dunham, J.S., and Duffus, D.A. 2002. Diet of gray whales (*Eschrichtius robustus*) in Clayoquot Sound, British Columbia, Canada. *Mar. Mammal Sci.* 18(2): 419–437. doi:10.1111/j.1748-7692.2002.tb01046.x.
- Durban, J., Weller, D.W., and Perryman, W.L. 2017. Gray whale abundance estimates from shore-based counts off California in 2014/2015 and 2015/2016. Paper SC/A17/GW/06 presented to the International Whaling Commission.
- Engelhardt, F.R. 1983. Petroleum effects on marine mammals. *Aquat. Toxicol.* 4: 199–217.
- Erbe, C., Dunlop, R., and Dolman, S. 2018. Effects of noise on marine mammals. *In* Anthropogenic Noise on Animals. *Edited by* H. Slabbekoorn, R. Dooling, A.N. Popper, and R.R. Fay. Springer, New York, NY. pp. 277–309.
- Feyrer, L.J., and Duffus, D.A. 2011. Predatory disturbance and prey species diversity: the case of gray whale (*Eschrichtius robustus*) foraging on a multi-species mysid (family Mysidae) community. *Hydrobiologia* 678(1): 37–47. doi:10.1007/s10750-011-0816-z.
- Feyrer, L.J., and Duffus, D.A. 2015. Threshold foraging by gray whales in response to fine scale variations in mysid density. *Mar. Mammal Sci.* 31(2): 560–578. doi:10.1111/mms.12178.
- Fleischer, L.A., et Beddington, J. 1985. Seasonal abundance, reproduction and early mortality rates of gray whales (*Eschrichtius robustus*) in Mexican waters (1980-1985). Article SC/37/PS22 présenté au comité scientifique de la Commission baleinière internationale.
- Ford, J.K.B., Abernethy, R.M., Phillips, A.V., Calambokidis, J., Ellis, G.M., et Nichol, L.M. 2010. Distribution and relative abundance of cetaceans in western Canadian waters from ship surveys, 2002-2008. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2913 : v + 51 p.
- Ford, J.K.B., Durban, J.W., Ellis, G.M., Towers, J.R., Pilkington, J.F., Barrett-Lennard, L.G., et Andrews, R.D. 2013. New insights into the northward migration route of gray whales between Vancouver Island, British Columbia, and southeastern Alaska. *Mar. Mammal Sci.* 29(2) : 325–337. doi:10.1111/j.1748-7692.2012.00572.x.
- Ford, J.K.B., Heise, K.A., Barrett-Lennard, L.G., et Ellis, G.M. 1994. Killer whales and other cetaceans of the Queen Charlotte Islands/Haida Gwaii. South Moresby/Gwaii Haanas Natl. Park Reserve Can. Parks Serv. Ville de Queen Charlotte. 46 p.
- Ford, J.K.B., et Reeves, R.R. 2008. Fight or flight: antipredator strategies in baleen whales. *Mamm. Rev.* 38 : 50–86.
- Frankel, A.S. 2005. Gray whales hear and respond to a 21-25 kHz high-frequency whale-finding sonar. *In* 16th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals. San Diego, CA, Dec. 12–16, 2005. pp. 12–16..
- Frasier, T.R., Koroscil, S.M., White, B.N., et Darling, J.D. 2011. Assessment of population substructure in relation to summer feeding ground use in the eastern North Pacific gray whale. *Endanger. Species Res.* 14 : 39–48.
- Gardner, S.C., et Chávez-Rosales, S. 2000. Changes in the relative abundance and distribution of gray whales (*Eschrichtius robustus*) in Magdalena Bay, Mexico during an El Niño event. *Mar. Mammal Sci.* 16(4) : 728–738. doi:10.1111/j.1748-7692.2000.tb00968.x.
- George, J.C., et Suydam, R. 1998. Observations of killer whale (*Orcinus orca*) predation in the northeastern Chukchi and western Beaufort Seas. *Mar. Mammal Sci.* 14(2) : 330–332.
- Gill Jr., R.E., et Hall, J.D. 1983. Use of nearshore and estuarine areas of the southeastern Bering Sea by gray whales (*Eschrichtius robustus*). *Arctic* 36(3) : 275–281.
-

-
- Gilpin, M.E., et Ayala, F.J. 1973. Global models of growth and competition. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 70(12) : 3590–3593.
- Goley, P.D., et Straley, J.M. 1994. Attack on gray whales (*Eschrichtius robustus*) in Monterey Bay, California, by killer whales (*Orcinus orca*) previously identified in Glacier Bay, Alaska. *Can. J. Zool.* 72(8) : 1528–1530. doi:10.1139/z94-202.
- Gosho, M., Gearin, P., Jenkinson, R., Laake, J., Mazzuca, L., Kubiak, D., Calambokidis, J., Megill, W., Gisborne, B., Goley, D., Tombach, C., Darling, J., et Deecke, V. 2011. Movements and diet of gray whales (*Eschrichtius robustus*) off Kodiak Island, Alaska, 2002–2005. Article SC/M11/AWMP2 présenté dans le cadre de l’atelier intersession du comité scientifique de la Commission baleinière internationale. La Jolla (Californie), États-Unis.
- Green, G.A., Brueggeman, C.E., Grotefendt, R.A., et Bowlby, C.E. 1995. Offshore distances of gray whales migrating along the Oregon and Washington coasts, 1990. *Northwest Sci.* 69 : 223–227.
- Hammill, M.O., Stenson, G.B., et Doniol-Valcroze, T. 2017. A management framework for Nunavik beluga. DFO Can. Sci. Advis. Secr. Sci. Advis. Rep. 2017/060. v + 34 p.
- Harwood, J., King, S., Booth, C., Donovan, C., Schick, R.S., Thomas, L., et New, L. 2016. Understanding the population consequences of acoustic disturbance for marine mammals. *Dans The Effects of Noise on Aquatic Life II*. Sous la direction de A.N. Popper et A. Hawkins. Springer, New York. p. 417–423.
- Häussermann, V., Gutstein, C.S., Bedington, M., Cassis, D., Olavarria, C., Dale, A.C., Valenzuela-Toro, A.M., Perez-Alvarez, M.J., Sepúlveda, H.H., McConnell, K.M., Horwitz, F.E., et Försterra, G. 2017. Largest baleen whale mass mortality during strong El Niño event is likely related to harmful toxic algal bloom. *PeerJ* 5:e3123. doi:10.7717/peerj.3123.
- Heide-Jørgensen, M.P., Laidre, K.L., Litovka, D., Villum Jensen, M., Grebmeier, J.M., et Sirenko, B.I. 2012. Identifying gray whale (*Eschrichtius robustus*) foraging grounds along the Chukotka Peninsula, Russia, using satellite telemetry. *Polar Biol.* 35(7): 1035–1045. doi:10.1007/s00300-011-1151-6.
- Herunter, H.E., Nomura, M., Jackson, J.S., et Macdonald, J.S. 2017. A survey of literature on oil spill effects on marine organisms on the west coast of British Columbia, Canada with a focus on bitumen related products. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3219: iii + 435 p.
- Union Internationale pour la Conservation de la Nature. 2016. [Western Gray Whale Advisory Panel: Rangewide conservation issues](#).
- Jayko, K., Reed, M., et Bowles, A. 1990. Simulation of interactions between migrating whales and potential oil spills. *Environ. Pollut.* 63 : 97–128.
- Jones, M.L. 1990. The reproductive cycle in gray whales based on photographic resightings of females on the breeding grounds from 1977–82. *Rep. Int. Whaling Comm. (Special Issue 12)* : 177–182.
- Jones, M.L., Swartz, S.L., et Leatherwood, S. (*Directeurs de la rédaction*). 1984. *The Gray Whale: Eschrichtius robustus*. Academic Press, Inc., Orlando (Floride).
- Kim, S.L., et Oliver, J.S. 1989. Swarming benthic crustaceans in the Bering and Chukchi seas and their relation to geographic patterns in gray whale feeding. *Can. J. Zool.* 67(6) : 1531–1542.

-
- de la Riva, G.T., Johnson, C.K., Gulland, F.M.D., Langlois, G.W., Heyning, J.E., Rowles, T.K., et Mazet, J.A.K. 2009. Association of an unusual marine mammal mortality event with the *Pseudo-nitzschia* spp. blooms along the southern California coastline. *J. Wildl. Dis.* 45(1) : 109–121. doi:10.7589/0090-3558-45.1.109.
- Laist, D.W. 1997. Impacts of marine debris: entanglement of marine life in marine debris including a comprehensive list of species with entanglement and ingestion records. *Dans* *Marine Debris*, Springer. Sous la direction de J.M. Coe et D.B. Rogers. New York. p. 99–139.
- Laist, D.W., Knowlton, A.R., Mead, J.G., Collet, A.S., et Podesta, M. 2001. Collisions between whales and ships. *Mar. Mammal Sci.* 17(1) : 35–75. doi:10.1111/j.1748-7692.2001.tb00980.x.
- Lang, A.R. 2010. The population genetics of gray whales (*Eschrichtius robustus*) in the North Pacific. Doctorat en philosophie, University of California, San Diego.
- Lang, A.R., Calambokidis, J., Scordino, J., Pease, V.L., Klimek, A., Burkanov, V.N., Gearin, P., Litovka, D.I., Robertson, K.M., Mate, B.R., Jacobsen, J.K., et Taylor, B.L. 2014. Assessment of genetic structure among eastern North Pacific gray whales on their feeding grounds. *Mar. Mammal Sci.* 30(4) : 1473–1493. doi:10.1111/mms.12129.
- Laskin, D.N. 2007. A marine GIS case study of micro-scale gray whale (*Eschrichtius robustus*) habitat use off Vancouver Island, British Columbia. Maîtrise ès sciences, University of Calgary.
- Laskin, D.N., Duffus, D.A., et Bender, D.J. 2010. Mysteries of the not-so-deep: an investigation into gray whale habitat use along the west coast of Vancouver Island, British Columbia. *Dans* *Ocean Globe*. Sous la direction de J. Breman. ESRI Press Academic, Redlands (Californie). p. 105–120.
- LeDuc, R.G., Weller, D.W., Hyde, J., Burdin, A.M., Rosel, P.E., Brownell Jr., R.L., Wursig, B., et Dizon, A.E. 2002. Genetic differences between western and eastern gray whales (*Eschrichtius robustus*). *J. Cetacean Res. Manage.* 4(1) : 1–5.
- Lee, K., Boufadel, M., Chen, B., Foght, J., Hodson, P., Swanson, S., et Venosa, A. 2015. Expert panel report on the behaviour and environmental impacts of crude oil released into aqueous environments. *R. Soc. Can., Ottawa (Ontario)*. ISBN 978-1-928140-02-3.
- LNG Canada. 2018. [Shipping – a safety record to be proud of](#).
- Long, D.J., and Jones, R.E. 1996. White shark predation and scavenging on cetaceans in the eastern North Pacific Ocean. *In* *Great white sharks: the biology of Carcharodon carcharias*. Edited by A.P. Klimley and D.G. Ainley. Academic Press, Inc. pp. 293–307.
- Lowry, L.F., Burkanov, V.N., Altukhov, A., Weller, D.W., and Reeves, R.R. 2018. [Entanglement risk to western gray whales from commercial fisheries in the Russian Far East](#). *Endanger. Species Res.* 37: 133–148.
- Madsen, P.T., Wahlberg, M., Tougaard, J., Lucke, K., and Tyack, P. 2006. Wind turbine underwater noise and marine mammals: implications of current knowledge and data needs. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 309: 279–295.
- Malme, C.I., Würsig, B., Bird, J.E., and Tyack, P. 1986. Behavioral responses of gray whales to industrial noise: feeding observations and predictive modeling (No. PB-88-249057/XAB). BBN Labs., Inc., Cambridge, MA (USA).
-

-
- Mate, B.R., Bradford, A.L., Tsidulko, G., Vertyankin, V., and Ilyashenko, V. 2011. Late-feeding season movements of a western North Pacific gray whale off Sakhalin Island, Russia and subsequent migration into the Eastern North Pacific. Paper SC/63/BRG23 presented to the International Whaling Commission Scientific Committee.
- Mate, B.R., Ilyashenko, V.Y., Bradford, A.L., Vertyankin, V.V., Tsidulko, G.A., Rozhnov, V.V., and Irvine, L.M. 2015. Critically endangered western gray whales migrate to the eastern North Pacific. *Biol. Lett.* 11(4): 20150071. doi:10.1098/rsbl.2015.0071.
- Meier, S.K., Yazvenko, S.B., Blokhin, S.A., Wainwright, P., Maminov, M.K., Yakovlev, Y.M., and Newcomer, M.W. 2007. Distribution and abundance of western gray whales off northeastern Sakhalin Island, Russia, 2001-2003. *Environ. Monit. Assess.* 134: 107–136. doi:10.1007/s10661-007-9811-2.
- Meyer, K. 2017. Quantifying gray whale (*Eschrichtius robustus*) vocalizations from passive acoustic monitoring to gain insight into patterns of their southward migration. B.Sc. Vancouver Island University.
- Moore, K.A. 2016. Evidence-informed conservation policies: mitigating vessel noise within gray whale (*Eschrichtius robustus*) foraging habitat in British Columbia, Canada. M.Sc. Dalhousie University.
- Moore, S., and Clarke, J.T. 2002. Potential impact of offshore human activities on gray whales (*Eschrichtius robustus*). *J. Cetacean Res. Manag.* 4(1): 19–25.
- Moore, S.E., Grebmeier, J.M., and Davies, J.R. 2003. Gray whale distribution relative to forage habitat in the northern Bering Sea: current conditions and retrospective summary. *Can. J. Zool.* 81(4): 734–742.
- Moore, S.E., Urbán R, J., Perryman, W.L., Gulland, F., Perez-Cortes M, H., Wade, P.R., Rojas-Bracho, L., and Rowles, T. 2001. Are gray whales hitting “K” hard? *Mar. Mammal Sci.* 17(4): 954–958. doi:10.1111/j.1748-7692.2001.tb01310.x.
- MPO. Macts écologiques pour les espèces en péril. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2014/013. (Erratum : juin 2016).
- Murrison, L.D., Murie, D.J., Morin, K.R., and Curiel, J.D. 1984. Foraging of the gray whale along the west coast of Vancouver Island, British Columbia. *In The Gray Whale, Eschrichtius robustus. Edited by M.L. Jones, S.L. Swartz, and S. Leatherwood.* Academic Press, Inc., Orlando, FL. pp. 451–465.
- NaiKun Wind Energy Group Inc. 2018. [Project description](#).
- Nakamura, G., Katsumata, H., Kim, Y., Akagi, M., Hirose, A., Arial, K., et Kato, H. 2017a. Matching of the gray whales off Sakhalin and the Pacific coast of Japan, with a note on the stranding at Wadaura, Japan in March, 2016. *Open J. Anim. Sci.* 7 : 168–178.
- Nakamura, G., Yoshida, H., Morita, H., Ito, K., Bando, T., Mogoe, T., Miyashita, T., et Kato, H. 2017b. Status report of conservation and researches on western North Pacific gray whales in Japan, May 2016-2017. Article SC/67a/CMP/02 présenté au comité scientifique de la Commission baleinière internationale.
- Nambu, H., Ishikawa, H., et Yamada, T.K. 2010. Records of the western gray whale *Eschrichtius robustus*: its distribution and migration. *Jpn. Cetology* : 21–29.
- National Marine Fisheries Service. 2016. [Guidelines for preparing stock assessment reports pursuant to section 117 of the Marine Mammal Protection Act](#).
-

-
- Nelson, T.A., Duffus, D.A., Robertson, C., et Feyrer, L.J. 2008. Spatial-temporal patterns in intra-annual gray whale foraging: characterizing interactions between predators and prey in Clayquot Sound, British Columbia, Canada. *Mar. Mammal Sci.* 24(2) : 356–370. doi:10.1111/j.1748-7692.2008.00190.x.
- Nelson, T.A., Duffus, D.A., Robertson, C., Laberee, K., and Feyrer, L.J. 2009. [Spatial-temporal analysis of marine wildlife. J. Coast. Res. \(Special Issue 56\)](#): 1537–1541.
- Nerini, M. 1984. A review of gray whale feeding ecology. *Dans The Gray Whale: Eschrichtius robustus*. Sous la direction de M.L. Jones, S.L. Swartz et S. Leatherwood. Academic Press, Inc., Orlando (Floride). p. 423–450.
- Nichol, L.M., and Heise, K.A. 1992. The historical occurrence of large whales off the Queen Charlotte Islands. South Moresby/Gwaii Haanas Natl. Park Reserv. Can. Park. Serv. Queen Charlotte City: 68 pp.
- Nichol, L.M., Wright, B.M., O'Hara, P., and Ford, J.K.B. 2017. [Risk of lethal vessel strikes to humpback and fin whales off the west coast of Vancouver Island, Canada](#). *Endanger. Species Res.* 32: 373–390.
- Pêches et Océans Canada. 2010. Plan de gestion de la baleine grise (*Eschrichtius robustus*) de l'est du Pacifique au Canada [Finale]. Série des plans de gestion de la *Loi sur les espèces en péril*. Pêches et Océans Canada, Ottawa. vii + 68 p.
- Pêches et Océans Canada. 2019. Rapport sur les progrès de la mise en œuvre du Plan de gestion de la baleine grise de l'est du Pacifique (*Eschrichtius robustus*) au Canada pour la période 2011-2015. Série de rapports sur la gestion des espèces de la *Loi sur les espèces en péril*. Pêches et Océans Canada, Ottawa. iii + 37 p.
- Perryman, W.L., Donahue, M.A., Perkins, P.C., et Reilly, S.B. 2002. Gray whale calf production 1994–2000: are observed fluctuations related to changes in seasonal ice cover? *Mar. Mammal Sci.* 18(1) : 121–144.
- Pike, G.C. 1962. Migration and feeding of the gray whale (*Eschrichtius gibbosus*). *J. Fish. Res. Board Can.* 19(5) : 815–838.
- Poole, M.M. 1984. Migration corridors of gray whales along the Central California coast, 1980-1982. *Dans The Gray Whale, Eschrichtius robustus*. Sous la direction de M.L. Jones, J.S. Leatherwood et S.L. Swartz. Academic Press, Inc., Orlando (Floride). p. 389–407.
- Punt, A.E., et Moore, J.E. 2013. Seasonal gray whales in the Pacific Northwest: an assessment of optimum sustainable population level for the Pacific Coast Feeding Group. U.S. Dep. Commer. NOAA Tech. Memo. NMFS-SWFSC-518 : 24 p.
- Punt, A.E., et Wade, P.R. 2010. Population status of the eastern North Pacific stock of gray whales in 2009. U.S. Dep. Commer. NOAA Tech. Memo. NMFS-AFSC-207 : 43 p.
- Punt, A.E., et Wade, P.R. 2012. Population status of the eastern North Pacific stock of gray whales in 2009. *J. Cetacean Res. Manage.* 12(1) : 15–28.
- Putland, R.L., Merchant, N.D., Farcas, A., et Radford, C.A. 2018. Vessel noise cuts down communication space for vocalizing fish and marine mammals. *Global Change Biol.* 24(4) : 1708–1721. doi:10.1111/gcb.13996.
- Rechsteiner, E.U., Birdsall, C.F.C., Sandilands, D., Smith, I.U., Phillips, A.V., et Barrett-Lennard, L.G. 2013. Quantifying observer effort for opportunistically-collected wildlife sightings. B.C. Cetacean Sightings Network Tech. Rep. 49 p.

-
- Reeves, R.R., et Mitchell, E. 1988. Current status of the gray whale, *Eschrichtius robustus*. *Can. Field-Nat.* **102** : 369–390.
- Reilly, S.B. 1992. Population biology and status of Eastern Pacific gray whales: recent developments. *Dans Wildlife 2001: populations*. Sous la diction de D. McCullough et R.H. Barrett. Springer, Dordrecht. p. 1062–1074.
- Rice, D.W. 1983. Gestation period and fetal growth of the gray whale. *Rep. Int. Whaling Comm.* **33** : 549–544.
- Rice, D.W., et Wolman, A.A. 1971. The life history and ecology of the gray whale (*Eschrichtius robustus*). American Society of Mammalogists, Stillwater (Oklahoma).
- Rice, D.W., Wolman, A.A., et Braham, H.W. 1984. The gray whale, *Eschrichtius robustus*. *Mar. Fish. Rev.* **46**(4) : 7–14.
- Rice, D.W., Wolman, A.A., Withrow, D.E., et Fleischer, L.A. 1981. Gray whales on the winter grounds in Baja California. *Rep. Int. Whaling Comm.* **31** : 477–493.
- Richardson, J.W., Greene Jr., C.R., Malme, C.I., et Thomson, D.H. 1995. Marine mammals and noise. Academic Press, Inc., San Diego (Californie).
- Rolland, R.M., Parks, S.E., Hunt, K.E., Manuel, C., Corkeron, P.J., Nowacek, D.P., Wasser, S.K., et Kraus, S.D. 2012. Evidence that ship noise increases stress in right whales. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* **279**(1737) : 2363–2368. doi:10.1098/rspb.2011.2429.
- Rosenberger, A.L.J., MacDuffee, M., Rosenberger, A.G.J., et Ross, P.S. 2017. Oil spills and marine mammals in British Columbia, Canada: development and application of a risk-based conceptual framework. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **73**(1) : 131–153. doi:10.1007/s00244-017-0408-7.
- Rugh, D.J., Shelden, K.E., et Schulman-Janiger, A. 2001. Timing of the gray whale southbound migration. *J. Cetacean Res. Manage.* **3**(1) : 31–40.
- Sánchez-Pacheco, J., Vázquez-Hanckin, A., et De Silva-Dávila, R. 2001. Gray whales' mid-spring feeding at Bahía de los Angeles, Gulf of California, Mexico. *Mar. Mammal Sci.* **17**(1) : 186–191. doi:10.1111/j.1748-7692.2001.tb00991.x.
- Scordino, J., Carretta, J., Cottrell, P., Greenman, J., Savage, K., Scordino, J., et Wilkinson, K. 2017a. Ship strikes and entanglements of Gray Whales in the North Pacific Ocean, 1924–2015. Article SC/67A/HIM/06 présenté dans le cadre de la 18th Meeting of the Western Gray Whale Advisory Panel, novembre 2017.
- Scordino, J.J., Gosho, M., Gearin, P.J., Akmajian, A., Calambokidis, J., et Wright, N. 2017b. Individual gray whale use of coastal waters off northwest Washington during the feeding season 1984–2011: implications for management. *J. Cetacean Res. Manage.* **16** : 57–69.
- Shelden, K.E.W., Laake, J.L., Gearin, P.J., Rugh, D.J., et Waite, J.M. 1999. Gray whale aerial surveys off the Washington coast, winter 1998/99. Article SC/51/AS12 présenté au comité scientifique de la Commission baleinière internationale, mai 1999, Grenade (Antilles).
- Slabbekoorn, H., Bouton, N., van Opzeeland, I., Coers, A., ten Cate, C., et Popper, A.N. 2010. A noisy spring: the impact of globally rising underwater sound levels on fish. *Trends Ecol. Evol.* **25**(7) : 419–427.
- Sullivan, F.A., et Torres, L.G. 2018. Assessment of vessel disturbance to gray whales to inform sustainable ecotourism. *J. Wildl. Manage.* **82**(5) : 896–905. doi:10.1002/jwmg.21462.
-

-
- Sumich, J.L. 1986. Growth in young gray whales (*Eschrichtius robustus*). Mar. Mammal Sci. 2(2) : 145–152. doi:10.1111/j.1748-7692.1986.tb00035.x.
- Sund, P.N. 1975. Evidence of feeding during migration and of an early birth of the California gray whale (*Eschrichtius robustus*). J. Mammal. 56(1) : 265–266.
- Swartz, S.L. 1986. Gray whale migratory, social and breeding behavior. Rep. Int. Whal. Comm. (Special Issue 8) : 207–229.
- Swartz, S.L. 2018. Gray Whale: *Eschrichtius robustus*. Dans Encyclopedia of Marine Mammals. Academic Press, Inc. p. 422–428.
- Taylor, B.L., Chivers, S.J., Larese, J., et Perrin, W.F. 2007. Generation length and percent mature estimates for IUCN assessments of cetaceans. NOAA Southwest Fisheries Science Center Administrative Report LJ-07-01 21.
- Tyrneva O. Yu., Yakovlev, Y.M., et Vertyankin, V.V. 2013. 2012 [Photo-identification study of Western Gray Whales \(*Eschrichtius Robustus*\) offshore northeast Sakhalin Island and southeast Kamchatka Peninsula, Russia.](#) Article SC/65a/BRG08 présenté au comité scientifique de la Commission baleinière internationale, Jeju (Corée).
- Tyrneva, O.Y., Yakovlev, Y.M., Vertyankin, V.V., et Selin, N.I. 2010. The peculiarities of foraging migrations of the Korean-Okhotsk gray whale (*Eschrichtius robustus*) population in Russian waters of the Far Eastern seas. Russ. J. Mar. Biol. 36(2) : 117–124. doi:10.1134/S1063074010020069.
- Urbán, R.J., Rojas-Bracho, H., Pérez-Cortés, A., Gomez-Gallardo, A., Swartz, S.L., Ludwig, S., et Brownell Jr., R.L. 2003. A review of gray whales (*Eschrichtius robustus*) on their wintering grounds in Mexican waters. J. Cetacean Res. Manage. 5(3) : 281–295.
- Urbán, R.J., Weller, D., Tyrneva, O., Swartz, S., Bradford, A., Yakovlev, Y., Sychenko, O., Rosales, N.H., Martínez, S.A., Burdin, A., et Gómez-Gallardo, A.U. 2013. Report on the photographic comparison of the Sakhalin Island and Kamchatka Peninsula with the Mexican gray whale catalogues. Article SC/65a/BRG04 présenté au comité scientifique de la Commission baleinière internationale.
- Urbán R., J., Gómez-Gallardo, U.A., et Ludwig, S. 2003. Abundance and mortality of gray whales at Laguna San Ignacio, México, during the 1997-98 El Niño and the 1998-99 La Niña. Geofis. Int. 42(3) : 439–446.
- Villegas-Amtmann, S., Schwarz, L.K., Sumich, J.L., et Costa, D.P. 2015. A bioenergetics model to evaluate demographic consequences of disturbance in marine mammals applied to gray whales. Ecosphere 6(10) : 1–19. doi:10.1890/ES15-00146.1.
- Wade, P.R. 1998. Calculating limits to the allowable human-caused mortality of cetaceans and pinnipeds. Mar. Mammal Sci. 14(1) : 1–37. doi:10.1111/j.1748-7692.1998.tb00688.x.
- Wade, P.R. 2002. A Bayesian stock assessment of the eastern Pacific gray whale using abundance and harvest data from 1967-1996. J. Cetacean Res. Manage. 4(1) : 85–98.
- Wade, P.R. 2018. Population Dynamics. Dans Encyclopedia of Marine Mammals. 3^e éd. Sous la direction de B. Würsig, J.G.M. Thewissen et K. Kovacs. Academic Press. p. 763–770. doi:https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804327-1.00204-1.
- Wang, X., Min, X., Fuxing, W., Weller, D.W., Xing, M., Lang, A.R., et Qian, Z. 2015. Insights from a gray whale (*Eschrichtius robustus*) bycaught in the Taiwan Strait off China in 2011. Aquat. Mamm. 41(3) : 327–332.
-

-
- Weitkamp, L.A., Wissmar, R.C., Simenstad, C.A., Fresh, K.L., et Odell, J.G. 1992. Gray whale foraging on ghost shrimp (*Callinassa californiensis*) in littoral sand flats of Puget Sound, U.S.A. *Can. J. Zool.* 70(11) : 2275–2280.
- Weller, D.W., Bettridge, S., Brownell, J.R.L., Laake, J.L., Moore, J.E., Rosel, P.E., Taylor, B.L., et Wade, P.R. 2013a. Report of the National Marine Fisheries Service gray whale stock identification workshop. U.S. Dep. Commer. NOAA Tech. Memo. NMFS-SWFSC-507.
- Weller, D.W., Burdin, A., Würsig, B., Taylor, B., et Brownell, J.R.L. 2002. The western gray whale: a review of past exploitation, current status and potential threats. Publ. Agencies Staff U.S. Dep. Commer. 96.
- Weller, D.W., Burdin, A.M., et Brownell Jr., R.L. 2013b. A gray area: on the matter of gray whales in the western North Pacific. *J. Am. Cetacean Soc.* 42(1) : 29–33.
- Weller, D.W., Klimek, A., Bradford, A.L., Calambokidis, J., Lang, A.R., Gisborne, B., Burdin, A.M., Szaniszló, W., Urbán, J., Gomez-Gallardo Unzueta, A., Swartz, S., and Brownell Jr., R.L. 2012. [Movements of gray whales between the western and eastern North Pacific](#). *Endanger. Species Res.* 18(3): 193–199.
- Weller, D.W., Takanawa, N., Ohizumi, H., Funahashi, N., Sychenko, O.A., Burdin, A.M., Lang, A.R., and Brownell Jr, R.L. 2016. Gray whale migration in the western North Pacific: further support for a Russia-Japan connection. Paper SC/66b/BRG16 presented to the Scientific Committee of the International Whaling Commission June 2016.
- Weller, D.W., Würsig, B., Bradford, A.L., Burdin, A.M., Blokhin, S.A., Minakuchi, H., and Brownell Jr., R.L. 1999. Gray whales (*Eschrichtius robustus*) off Sakhalin Island, Russia: seasonal and annual patterns of occurrence. *Mar. Mammal Sci.* 15(4): 1208–1227. doi:10.1111/j.1748-7692.1999.tb00886.x.
- Williams, R., Wright, A.J., Ashe, E., Blight, L.K., Bruintjes, R., Canessa, R., Clark, C.W., Cullis-Suzuki, S., Dakin, D.T., Erbe, C., Hammond, P.S., Merchant, N.D., O’Hara, P.D., Purser, J., Radford, A.N., Simpson, S.D., Thomas, L., and Wale, M.A. 2015. [Impacts of anthropogenic noise on marine life: publication patterns, new discoveries, and future directions in research and management](#). *Ocean Coast. Manag.* 115: 17–24. doi:.
- Yablokov, A.V., et Bogoslovskaya, L.S. 1984. A review of Russian research on the biology and commercial whaling of the gray whale. *Dans The Gray Whale, Eschrichtius robustus*. Sous la direction de M.L. Jones, S.L. Swartz, et S. Leatherwood. Academic Press, Inc., Orlando (Floride). p. 465–485.
- Zhu, Q. 2002. Historical records of western pacific stock of gray whale *Eschrichtius robustus* in Chinese coastal waters from 1933 to 2002. Article SC/02/WGW13 présenté au comité scientifique de la Commission baleinière internationale.

ANNEXE

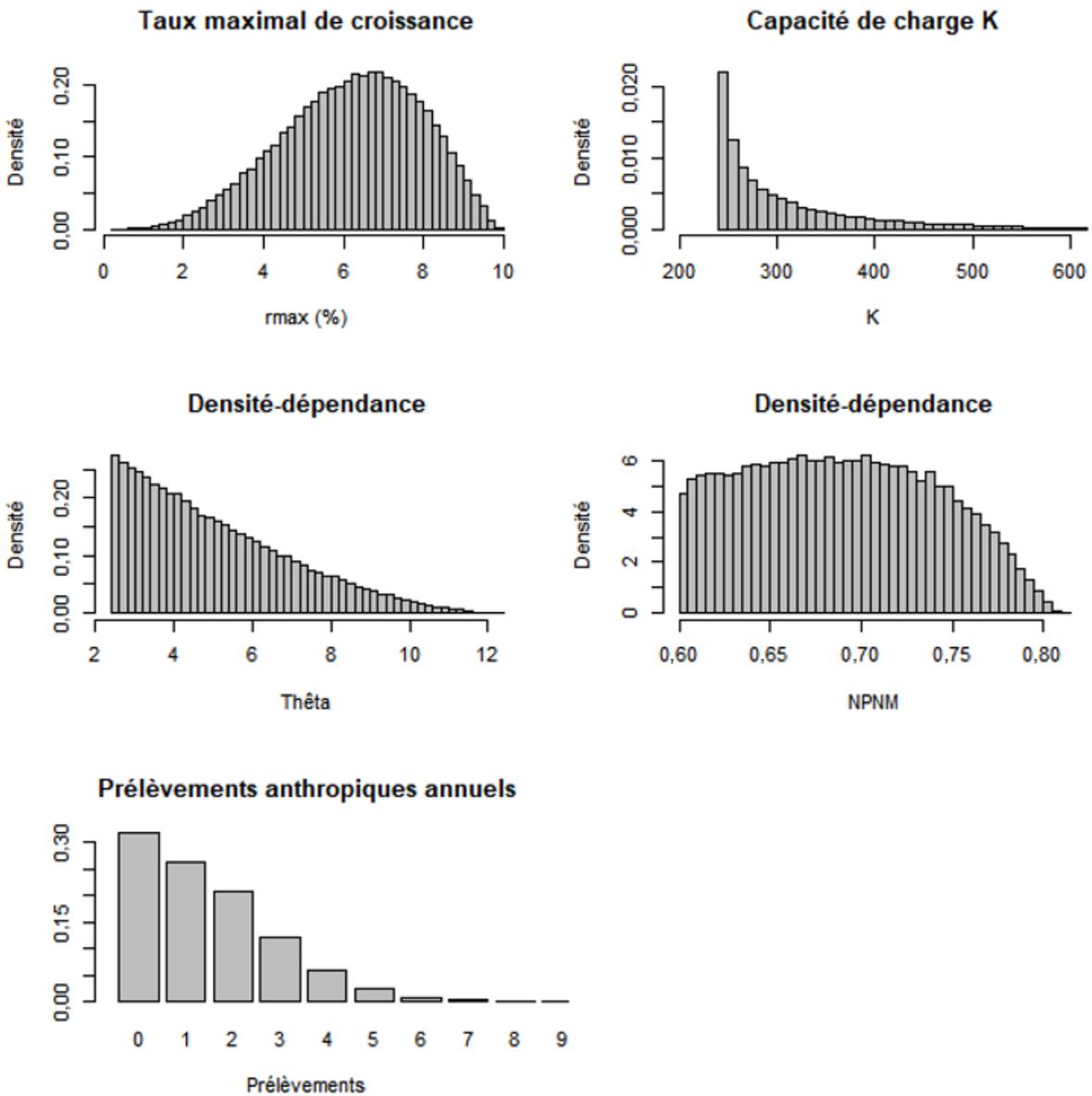


Figure S1. Exemple de distribution des paramètres d'entrée d'un modèle d'après des études publiées, utilisé pour les futures projections du groupe s'alimentant le long de la côte du Pacifique. En haut, de gauche à droite : taux de croissance maximal de la population (R_{max} , %), capacité de charge K ; au milieu, de gauche à droite : paramètres de densité-dépendance θ et NPNM (niveau de productivité nette maximale); et en bas : prélèvements anthropiques annuels totaux, comprenant les prises autochtones et la mortalité due aux empêtrements et aux collisions avec des navires ($C_t + M_t$).