

Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC

sur le

Marsouin commun *Phocoena phocoena*

Population de l'Atlantique nord-ouest

au Canada



PRÉOCCUPANTE
2022

COSEPAC
Comité sur la situation
des espèces en péril
au Canada



COSEWIC
Committee on the Status
of Endangered Wildlife
in Canada

Les rapports de situation du COSEPAC sont des documents de travail servant à déterminer le statut des espèces sauvages que l'on croit en péril. Le présent rapport peut être cité de la manière suivante :

COSEPAC. 2022. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le marsouin commun (*Phocoena phocoena*), population de l'Atlantique nord-ouest, au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, xiv + 51 pp. (<https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-public-especes-peril.html>).

Rapport(s) précédent(s) :

COSEPAC. 2006. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le marsouin commun (*Phocoena phocoena*) (population de l'Atlantique Nord-ouest) au Canada – Mise à jour. Comité sur le statut des espèces en péril au Canada, Ottawa, viii + 38 p. (<https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-public-especes-peril.html>).

COSEPAC. 2003. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le marsouin commun (*Phocoena phocoena*) (population de l'Atlantique Nord-ouest) au Canada – Mise à jour. Comité sur le statut des espèces en péril au Canada, Ottawa, vii + 35 p. (<https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-public-especes-peril.html>).

Gaskin, D.E. 1991. COSEWIC Update Status Report on the Harbour Porpoise *Phocoena phocoena* (Northwest Atlantic population) in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa, 1-60 p. [Nota : Le rapport de situation de 1990 n'a jamais été finalisé, mais celui de 1991 a été révisé pour inclure les nouveaux renseignements.]

Gaskin, D.E. 1990. COSEWIC Status Report on the Harbour Porpoise *Phocoena phocoena* (Northwest Atlantic population) in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa, 1-60 p.

Note de production :

Le COSEPAC tient à remercier Randall Reeves d'avoir rédigé le rapport de situation sur le marsouin commun (*Phocoena phocoena*), population de l'Atlantique nord-ouest, au Canada, aux termes d'un marché conclu avec Environnement et Changement climatique Canada. La supervision et la révision du rapport ont été assurées par Hal Whitehead, coprésident du Sous-comité de spécialistes des mammifères marins du COSEPAC.

Pour obtenir des exemplaires supplémentaires, s'adresser au :

Secrétariat du COSEPAC
a/s Service canadien de la faune
Environnement et Changement climatique Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3

Tél. : 819-938-4125

Télé. : 819-938-3984

Courriel : ec.cosepac-cosewic.ec@canada.ca
www.cosepac.ca

Also available in English under the title "COSEWIC Assessment and Status Report on the Harbour Porpoise *Phocoena phocoena*, Northwest Atlantic population, in Canada".

Photo de la couverture :

Marsouin commun, population de l'Atlantique, Pleasant Bay, Nouvelle-Écosse. Photo : Elizabeth Zwamborn.

© Sa Majesté le Roi du Chef du Canada, 2022.
N° de catalogue CW69-14/232-2022F-PDF
ISBN 978-0-660-44300-3



COSEPAC Sommaire de l'évaluation

Sommaire de l'évaluation – Mai 2022

Nom commun

Marsouin commun – population de l'Atlantique nord-ouest

Nom scientifique

Phocoena phocoena

Statut

Préoccupante

Justification de la désignation

Cette espèce est largement répandue dans les eaux marines de l'est du Canada. Les relevés de 2016 recensaient environ 350 000 marsouins. La capture accidentelle (prise accessoire) dans les engins de pêche, surtout dans les filets maillants, était une des principales sources de mortalité et avait considérablement réduit la population dans l'est du pays et ailleurs. La pêche au filet maillant a diminué ces 25 dernières années, mais les taux de mortalité au Canada demeurent inconnus, car il n'y a pratiquement aucune activité de surveillance. L'espèce est très sensible aux bruits dans l'océan, et le niveau de bruit est de plus en plus élevé dans certains secteurs. Bien que la population reste abondante, la sensibilité particulière de l'espèce à la prise accessoire dans les engins de pêche représente une menace potentiellement grave. L'espèce pourrait devenir menacée si ces menaces ne sont pas efficacement atténuées ou gérées.

Répartition au Canada

Nunavut, Québec, Nouveau-Brunswick, Île-du-Prince-Édouard, Nouvelle-Écosse, Terre-Neuve-et-Labrador, océan Atlantique.

Historique du statut

La population de l'Atlantique nord-ouest a été désignée « menacée » en avril 1990 et en avril 1991. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « préoccupante » en mai 2003, en avril 2006, et en mai 2022.



COSEPAC Résumé

Marsouin commun *Phocoena phocoena*

Population de l'Atlantique nord-ouest

Description et importance de l'espèce sauvage

Le marsouin commun (*Phocoena phocoena*), connu sous le nom Harbour Porpoise en anglais et appelé « pourcil » le long de la rive nord du golfe du Saint-Laurent, figure parmi les plus petits cétacés. Dans l'est du Canada, peu d'individus dépassent 1,70 m de longueur totale. La tête arrondie est dépourvue de rostre externe ou de bec. Une petite nageoire dorsale triangulaire est située à peu près au milieu du dos. Les flancs sont tachetés de blanc grisâtre, et la surface ventrale est presque blanche. Une « cape » noire recouvre les surfaces dorsales et latérales.

Répartition

Les marsouins communs sont largement répartis le long des plateaux continentaux d'eaux marines tempérées et subpolaires de l'hémisphère Nord. Le Canada compte deux populations distinctes (unités désignables) : la population du Pacifique nord-est et la population de l'Atlantique nord-ouest. Sur la côte est, les marsouins communs sont présents depuis la baie de Fundy jusqu'à Niaqonaujang (cap Aston) dans le nord de l'île de Baffin, à environ 70° de latitude nord. L'aire de répartition méridionale de l'espèce dans l'ouest de l'Atlantique s'étend jusqu'à la Caroline du Nord. Des marsouins munis d'émetteurs satellites se déplacent fréquemment entre les eaux canadiennes et états-uniennes. Trois sous-populations sont provisoirement reconnues dans l'est du Canada : Terre-Neuve-et-Labrador, golfe du Saint-Laurent et baie de Fundy-golfe du Maine.

Habitat

Comme le dit son nom anglais (« Harbour Porpoise » signifie littéralement « marsouin des ports »), l'espèce est parfois présente dans les baies et les ports, en particulier pendant l'été. Les individus de l'espèce sont cependant répartis à travers tout le plateau continental et sont présents dans les eaux profondes du large au-delà du rebord continental; au Groenland, les individus plongent régulièrement à des profondeurs de 200 m, voire parfois à plus de 400 m. Bien que la présence de zones d'habitation humaine sur le littoral, la pêche commerciale et les activités industrielles de toutes sortes aient modifié certains aspects de l'environnement marin et estuarien, les changements dans la qualité ou l'étendue de l'habitat du marsouin commun dans l'est du Canada n'ont pas été évalués.

Biologie

La reproduction est saisonnière, l'ovulation et la conception étant limitées à quelques semaines au début de l'été. La gestation dure de 10 à 11 mois, et elle est suivie d'une période de lactation d'au moins 8 mois. L'âge à la première mise bas est de 4-5 ans, et les femelles matures peuvent devenir gravides chaque année et produire un petit par gestation. Il n'existe pas d'estimations empiriques des taux de survie annuels, mais l'espèce vit peu longtemps (longévité maximale connue de 24 ans) par rapport aux autres odontocètes, et peu d'individus vivent plus de 20 ans. La durée estimée d'une génération est de 8,3 à 11,9 ans selon les hypothèses relatives à la structure d'âge de la population.

Le régime alimentaire du marsouin commun comprend une variété de petits poissons et de céphalopodes. Certaines proies sont des espèces démersales, vivant sur le fond marin ou près de celui-ci.

Taille et tendances des populations

Les estimations du nombre total d'individus en 2016, corrigées en fonction des biais, sont de 48 723 individus (IC à 95 % = 23 566-100 754) pour Terre-Neuve-et-Labrador et de 207 632 individus (CV = 0,391) pour le golfe du Saint-Laurent, le plateau néo-écossais et la partie canadienne de l'aire de répartition de la sous-population de la baie de Fundy et du golfe du Maine. Une estimation distincte pour la partie états-unienne de l'aire de répartition de la sous-population de la baie de Fundy et du golfe du Maine en 2016 s'élève à 95 543 individus (CV = 0,31; minimum = 74 034), dont une partie ou la totalité appartiendraient à la sous-population de la baie de Fundy et du golfe du Maine. Prises ensemble, ces estimations, qui n'incluent pas les eaux au nord du Labrador, semblent indiquer qu'il y a près de 350 000 marsouins communs dans l'est du Canada, dont 50 à 73 % sont matures. Aucune donnée fiable sur les tendances n'est disponible, mais la modélisation de la dynamique des populations laisse supposer une lente augmentation récente des effectifs de la sous-population de la baie de Fundy et du golfe du Maine et un lent déclin des sous-populations plus au nord.

Menaces et facteurs limitatifs

Le marsouin commun est exceptionnellement vulnérable à l'enchevêtrement (et à la noyade) dans les filets maillants, et l'enchevêtrement dans les engins de pêche (prises accessoires) est depuis longtemps considéré comme la menace la plus importante pour l'espèce dans l'est du Canada et dans la plupart des autres régions de l'Atlantique Nord. Dans l'ensemble, on croit que l'ampleur des prises accessoires au Canada a diminué par rapport à son niveau dans le dernier quart du 20^e siècle, en grande partie à cause de l'effondrement de certains stocks de poissons de fond près des côtes et de la réduction des activités de pêche qui en a résulté. Cependant, la pêche au filet maillant de fond se poursuit dans certaines régions, et des filets maillants plus petits sont utilisés pour capturer des appâts destinés à la pêche aux engins fixes (homard et crabe). Depuis le début des années 2000, il y a eu une absence presque totale de programmes de surveillance des prises accessoires de marsouins dans l'est du Canada, de sorte que les niveaux actuels de prises accessoires sont inconnus.

Protection, statuts et classements

Le marsouin commun est protégé contre l'exploitation délibérée et contre certaines activités autres que la chasse par le *Règlement sur les mammifères marins* de la *Loi sur les pêches*. Toutefois, ce règlement ne comporte aucune disposition visant à évaluer ou à limiter le taux de mortalité attribuable aux prises accessoires, la menace la mieux connue et probablement la plus importante. Les individus qui font partie de la sous-population de la baie de Fundy et du golfe du Maine bénéficient de la protection accordée par le *Marine Mammal Protection Act* lorsqu'ils se trouvent dans les eaux états-uniennes. Même si le Canada n'est pas membre de la commission des mammifères marins de l'Atlantique Nord (North Atlantic Marine Mammal Commission, ou NAMMCO), une commission multilatérale, tous les stocks de l'Atlantique Nord sont évalués périodiquement par les groupes de travail du comité scientifique de la NAMMCO.

La population de marsouins communs de l'Atlantique nord-ouest a été initialement désignée préoccupante par le COSEPAC en 2006 et a été classée dans la catégorie « préoccupation mineure » de la Liste rouge de l'UICN en 2020. Le marsouin commun figure à l'annexe II de la CITES. Le COSEPAC a récemment évalué cette espèce et confirmé son statut d'espèce préoccupante.

RÉSUMÉ TECHNIQUE – Population de l'Atlantique nord-ouest

Phocoena phocoena

Marsouin commun (Population de l'Atlantique nord-ouest)

Harbour Porpoise (Northwest Atlantic population)

Répartition au Canada : Nunavut, Québec, Nouveau-Brunswick, Île-du-Prince-Édouard, Nouvelle-Écosse, Terre-Neuve-et-Labrador, océan Atlantique

Données démographiques

Durée d'une génération D'après une matrice de Leslie au moyen d'un modèle à cinq paramètres (Taylor <i>et al.</i> , 2007)	(population en croissance) : 8,3 ans; (population stable) : 11,9 ans
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre total d'individus matures?	Incertain
Pourcentage estimé de déclin continu du nombre total d'individus matures sur [cinq ans ou deux générations].	Incertain
Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] [de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des [dix dernières années ou trois dernières générations].	Incertain
Pourcentage [prévu ou présumé] [de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des [dix prochaines années ou trois prochaines générations].	Incertain
Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] [de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours de toute période de [dix ans ou trois générations] commençant dans le passé et se terminant dans le futur.	Incertain
Est-ce que les causes du déclin sont a) clairement réversibles et b) comprises et c) ont effectivement cessé?	Ne s'applique pas
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?	Non

Information sur la répartition

Superficie estimée de la zone d'occurrence	>> 20 000 km ²
Indice de zone d'occupation (IZO) (Fournissez toujours une valeur établie à partir d'une grille à carrés de 2 km de côté.)	>> 2 000 km ²

La population totale est-elle « gravement fragmentée », c.-à-d. que plus de 50 % de sa zone d'occupation totale se trouvent dans des parcelles d'habitat qui sont a) plus petites que la superficie nécessaire au maintien d'une population viable et b) séparées d'autres parcelles d'habitat par une distance supérieure à la distance de dispersion maximale présumée pour l'espèce?	a) Non b) Non
Nombre de « localités* » (utilisez une fourchette plausible pour refléter l'incertitude, le cas échéant)	Ne s'applique pas, car l'étendue spatiale des menaces les plus importantes est inconnue.
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] de la zone d'occurrence?	Non
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] de l'indice de zone d'occupation?	Non
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] du nombre de sous-populations?	Non
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] du nombre de « localités* »?	Ne s'applique pas
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] de [la superficie, l'étendue ou la qualité] de l'habitat? Un déclin est inféré. Il serait causé par le bruit anthropique, la concurrence avec les pêches, le développement industriel, la pollution chimique et les effets directs et indirects possibles des changements climatiques (voir la section Menaces et facteurs limitatifs).	Oui, un déclin de la qualité est inféré.
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de sous-populations?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de « localités* »?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de la zone d'occurrence?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de l'indice de zone d'occupation?	Non

Nombre d'individus matures (dans chaque sous-population)

Sous-populations (utilisez une fourchette plausible)	Nombre d'individus matures
Pourcentage d'individus matures (population en croissance) = 50; pourcentage d'individus matures (population stable) = 73 (Taylor <i>et al.</i> , 2007)	
Terre-Neuve-et-Labrador : 48 723 (IC à 95 % = 23 566-100 754) en 2016	(population en croissance) : 24 362 (11 783-50 377); (population stable) : 35 568 (17 203-73 550)

* Voir « Définitions et abréviations » sur le [site Web du COSEPAC](#) et [UICN](#) pour obtenir des précisions sur ce terme.

Golfe du Saint-Laurent : 185 258 (IC à 95 % = 101 006-286 117) en 2016	(population en croissance) : 92 629 (50 503-143 059); (population stable) : 135 238 (73 734-208 865)
Plateau néo-écossais : 20 464 (IC à 95 % = 6 831-37 317) en 2016 Il convient de noter qu'il ne s'agit pas d'une sous-population bien définie ou reconnue, mais la couverture des relevés est telle qu'une estimation distincte est fournie pour la sous-population, étant entendu implicitement qu'il n'y a pas de « double comptage » (p. ex. avec les sous-populations du golfe du Saint-Laurent ou de la baie de Fundy et du golfe du Maine)	(population en croissance) : 10 232 (3 415-18 658); (population stable) : 14 939 (4 986-27 241)
Baie de Fundy-golfe du Maine : 95 543 (CV = 0,31; minimum : 74 034) en 2016 (d'après des relevés effectués aux États-Unis)	(population en croissance) : 47 772; (population stable) : 69 746
Total	Environ 175 000 (population en croissance); 250 000 (population stable)

Analyse quantitative

La probabilité de disparition de l'espèce à l'état sauvage est d'au moins [20 % sur 20 ans ou 5 générations, ou 10 % sur 100 ans]	Aucune analyse de ce type n'a été effectuée.
---	--

Menaces (directes, de l'impact le plus élevé à l'impact le plus faible, selon le calculateur des menaces de l'UICN)

Un calculateur des menaces a-t-il été rempli pour l'espèce? Non
Principales menaces : <ol style="list-style-type: none"> 1. Pêches (mortalité accidentelle/prises accessoires) 2. Dégradation de l'habitat par les perturbations sonores
Quels autres facteurs limitatifs sont pertinents? <ol style="list-style-type: none"> i. Agents pathogènes ii. Prolifération d'algues nuisibles iii. Changements climatiques

Immigration de source externe (immigration de l'extérieur du Canada)

Situation des populations de l'extérieur les plus susceptibles de fournir des individus immigrants au Canada.	États-Unis : l'espèce ne figure pas dans l' <i>Endangered Species Act</i> et n'est pas considérée comme stratégique (« strategic ») dans le <i>Marine Mammal Protection Act</i> ; Groenland : ne bénéficie d'aucune protection juridique
Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible? Elle est possible, mais seulement à partir du Groenland; les individus du golfe du Maine sont considérés comme faisant partie de la population canadienne.	Possible

Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada?	Probablement
Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants?	Probablement
Les conditions se détériorent-elles au Canada ⁺ ?	C'est possible (les taux de perte d'engins de pêche dépassent les taux de récupération, de sorte qu'il y a une quantité de plus en plus grande d'« engins fantômes », et le niveau de bruit s'accroît de façon générale).
Les conditions de la population source (extérieure) se détériorent-elles ⁺ ?	Inconnu
La population canadienne est-elle considérée comme un puits ⁺ ?	Non
La possibilité d'une immigration depuis des populations externes existe-t-elle? Une immigration est peu probable, mais possible depuis l'ouest du Groenland	Non

Nature délicate de l'information sur l'espèce

L'information concernant l'espèce est-elle de nature délicate?	Non
--	-----

Historique du statut

COSEPAC : La population de l'Atlantique nord-ouest a été désignée « menacée » en avril 1990 et en avril 1991. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « préoccupante » en mai 2003, en avril 2006 et en mai 2022.

Statut et justification de la désignation

Statut actuel Préoccupante	Codes alphanumériques Ne s'applique pas
<p>Justification de la désignation</p> <p>Cette espèce est largement répandue dans les eaux marines de l'est du Canada. Les relevés de 2016 recensaient environ 350 000 marsouins. La capture accidentelle (prise accessoire) dans les engins de pêche, surtout dans les filets maillants, était une des principales sources de mortalité et avait considérablement réduit la population dans l'est du pays et ailleurs. La pêche au filet maillant a diminué ces 25 dernières années, mais les taux de mortalité au Canada demeurent inconnus, car il n'y a pratiquement aucune activité de surveillance. L'espèce est très sensible aux bruits dans l'océan, et le niveau de bruit est de plus en plus élevé dans certains secteurs. Bien que la population reste abondante, la sensibilité particulière de l'espèce à la prise accessoire dans les engins de pêche représente une menace potentiellement grave. L'espèce pourrait devenir menacée si ces menaces ne sont pas efficacement atténuées ou gérées.</p>	

⁺ Voir le [tableau 3](#) (Lignes directrices pour la modification de l'évaluation de la situation d'après une immigration de source externe).

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) : Ne s'applique pas. Données insuffisantes pour pouvoir, de manière fiable, inférer ou prévoir les tendances de la population ou présumer de celles-ci.

Critère B (aire de répartition peu étendue et déclin ou fluctuation) : Ne s'applique pas. La zone d'occurrence (> 20 000 km²) et l'IZO (> 2 000 km²) dépassent les seuils fixés pour la catégorie « Espèce menacée ».

Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) : Ne s'applique pas. Le nombre d'individus matures est d'environ 175 000-250 000, ce qui dépasse le seuil fixé pour la catégorie « Espèce menacée ».

Critère D (très petite population ou répartition restreinte) : Ne s'applique pas. Le nombre d'individus matures est d'environ 175 000-250 000, ce qui dépasse le seuil du critère D1, et la population ne risque pas de subir un déclin rapide et important.

Critère E (analyse quantitative) : Ne s'applique pas. Aucune analyse n'a été effectuée.

PRÉFACE

Lors de sa dernière évaluation, en 2006, la population de marsouins communs de l'Atlantique nord-ouest au Canada avait été désignée préoccupante (COSEWIC, 2006). Le marsouin commun est un petit cétacé, au comportement discret, qui vit remarquablement peu longtemps comparativement aux autres cétacés. Jusque dans les années 1970, on a accordé très peu d'attention à son statut de conservation. Cette situation a changé en grande partie grâce au programme de recherche lancé en 1969 par le professeur David Gaskin de l'Université de Guelph, qui était axé sur les marsouins communs dans la partie inférieure de la baie de Fundy (Read *et al.*, 1999). Une bonne partie de ce que l'on sait aujourd'hui de la biologie et de l'écologie de l'espèce, ainsi que de la situation des populations de marsouins communs et des menaces auxquelles elles sont confrontées dans le sud-est du Canada, est le résultat des travaux de Gaskin et de ses étudiants diplômés. Au cours des dernières décennies, de nombreux travaux de recherche ont également été menés sur les marsouins communs en Europe et dans l'est du Pacifique Nord, en grande partie à cause de l'extrême vulnérabilité de l'espèce comme prise accessoire des pêches, en particulier des pêches au filet maillant. La recherche sur la capacité auditive et la réactivité (capacité de réaction) du marsouin commun en réponse à des stimulus acoustiques a également connu un essor récent, motivé en partie par les efforts visant à mettre au point et à déployer des dispositifs de dissuasion acoustiques (bouées) pour réduire les prises accessoires des pêches et en partie par l'inquiétude que suscitent les impacts potentiels sur les marsouins du bruit sous-marin des levés sismiques, des sonars militaires et des projets énergétiques extracôtiers.

Pêches et Océans Canada (ministère des Pêches et des Océans, MPO) et le National Marine Fisheries Service (NMFS) des États-Unis ont tous deux effectué des travaux de recherche et de surveillance qui ont contribué à éclairer l'évaluation du marsouin commun effectuée par le COSEPAC en 2006 ainsi que la présente mise à jour. Les mandats des chercheurs du Centre des pêches de l'Atlantique nord-ouest à St. John's (Terre-Neuve-et-Labrador), de l'Institut Maurice-Lamontagne à Mont-Joli (Québec) et de la Station biologique de Saint Andrews (Nouveau-Brunswick) comprennent l'évaluation des stocks de marsouins. Aux États-Unis, le Northeast Fisheries Science Center à Woods Hole (Massachusetts) est responsable de l'évaluation du stock de marsouins de la baie de Fundy et du golfe du Maine, qui est partagé avec le Canada. En vertu du *Marine Mammal Protection Act* des États-Unis, le NMFS est tenu de publier des évaluations annuelles des stocks de tous les cétacés présents dans les eaux états-uniennes. Toutefois, comme il est considéré comme un stock non stratégique (Hayes *et al.*, 2020), le stock de la baie de Fundy et du golfe du Maine ne doit être évalué qu'à intervalles de trois ans plutôt qu'annuellement.

La Commission des mammifères marins de l'Atlantique Nord (NAMMCO) a organisé deux ateliers internationaux sur le marsouin commun, le premier en 1999 (Haug *et al.*, 2003) et le deuxième en décembre 2018 (NAMMCO et IMR, 2019). De plus, le groupe de travail du comité scientifique de la NAMMCO sur le marsouin commun (Scientific Committee Working Group on Harbour Porpoises) tient des réunions spéciales pour examiner les progrès scientifiques sur l'espèce et fournir des conseils de gestion aux gouvernements membres de la NAMMCO, qui ne comprennent pas le Canada (NAMMCO, 2013, 2019).



HISTORIQUE DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a été créé en 1977, à la suite d'une recommandation faite en 1976 lors de la Conférence fédérale-provinciale sur la faune. Le Comité a été créé pour satisfaire au besoin d'une classification nationale des espèces sauvages en péril qui soit unique et officielle et qui repose sur un fondement scientifique solide. En 1978, le COSEPAC (alors appelé Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada) désignait ses premières espèces et produisait sa première liste des espèces en péril au Canada. En vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) promulguée le 5 juin 2003, le COSEPAC est un comité consultatif qui doit faire en sorte que les espèces continuent d'être évaluées selon un processus scientifique rigoureux et indépendant.

MANDAT DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) évalue la situation, au niveau national, des espèces, des sous-espèces, des variétés ou d'autres unités désignables qui sont considérées comme étant en péril au Canada. Les désignations peuvent être attribuées aux espèces indigènes comprises dans les groupes taxinomiques suivants : mammifères, oiseaux, reptiles, amphibiens, poissons, arthropodes, mollusques, plantes vasculaires, mousses et lichens.

COMPOSITION DU COSEPAC

Le COSEPAC est composé de membres de chacun des organismes responsables des espèces sauvages des gouvernements provinciaux et territoriaux, de quatre organismes fédéraux (le Service canadien de la faune, l'Agence Parcs Canada, le ministère des Pêches et des Océans et le Partenariat fédéral d'information sur la biodiversité, lequel est présidé par le Musée canadien de la nature), de trois membres scientifiques non gouvernementaux et des coprésidents des sous-comités de spécialistes des espèces et du sous-comité des connaissances traditionnelles autochtones. Le Comité se réunit au moins une fois par année pour étudier les rapports de situation des espèces candidates.

DÉFINITIONS (2022)

Espèce sauvage	Espèce, sous-espèce, variété ou population géographiquement ou génétiquement distincte d'animal, de plante ou d'un autre organisme d'origine sauvage (sauf une bactérie ou un virus) qui est soit indigène du Canada ou qui s'est propagée au Canada sans intervention humaine et y est présente depuis au moins cinquante ans.
Disparue (D)	Espèce sauvage qui n'existe plus.
Disparue du pays (DP)	Espèce sauvage qui n'existe plus à l'état sauvage au Canada, mais qui est présente ailleurs.
En voie de disparition (VD)*	Espèce sauvage exposée à une disparition de la planète ou à une disparition du pays imminente.
Menacée (M)	Espèce sauvage susceptible de devenir en voie de disparition si les facteurs limitants ne sont pas renversés.
Préoccupante (P)**	Espèce sauvage qui peut devenir une espèce menacée ou en voie de disparition en raison de l'effet cumulatif de ses caractéristiques biologiques et des menaces reconnues qui pèsent sur elle.
Non en péril (NEP)***	Espèce sauvage qui a été évaluée et jugée comme ne risquant pas de disparaître étant donné les circonstances actuelles.
Données insuffisantes (DI)****	Une catégorie qui s'applique lorsque l'information disponible est insuffisante (a) pour déterminer l'admissibilité d'une espèce à l'évaluation ou (b) pour permettre une évaluation du risque de disparition de l'espèce.

* Appelée « espèce disparue du Canada » jusqu'en 2003.

** Appelée « espèce en danger de disparition » jusqu'en 2000.

*** Appelée « espèce rare » jusqu'en 1990, puis « espèce vulnérable » de 1990 à 1999.

**** Autrefois « aucune catégorie » ou « aucune désignation nécessaire ».

***** Catégorie « DSIDD » (données insuffisantes pour donner une désignation) jusqu'en 1994, puis « indéterminé » de 1994 à 1999. Définition de la catégorie (DI) révisée en 2006.



Environnement et
Changement climatique Canada
Service canadien de la faune

Environment and
Climate Change Canada
Canadian Wildlife Service

Canada

Le Service canadien de la faune d'Environnement et Changement climatique Canada assure un appui administratif et financier complet au Secrétariat du COSEPAC.

Rapport de situation du COSEPAC

sur le

Marsouin commun

Phocoena phocoena

Population de l'Atlantique nord-ouest

au Canada

2022

TABLE DES MATIÈRES

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE	4
Nom et classification.....	4
Description morphologique.....	4
Structure spatiale et variabilité de la population	5
Unités désignables (UD).....	6
Importance de l'espèce.....	7
RÉPARTITION	8
Aire de répartition mondiale.....	8
Aire de répartition canadienne.....	8
Zone d'occurrence et zone d'occupation	11
Activités de recherche	11
HABITAT.....	11
Besoins en matière d'habitat	11
Tendances en matière d'habitat.....	12
BIOLOGIE	12
Cycle vital et reproduction	13
Physiologie et adaptabilité.....	14
Dispersion et migration.....	15
Relations interspécifiques.....	16
TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS.....	17
Activités et méthodes d'échantillonnage.....	17
Abondance	19
Tendances	22
IMMIGRATION DE SOURCE EXTERNE	22
MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS	22
Menaces.....	23
Facteurs limitatifs.....	30
Nombre de localités.....	31
PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS	31
Statuts et protection juridiques	31
Statuts et classements non juridiques	33
Protection et propriété de l'habitat.....	33
Experts contactés	33
SOURCES D'INFORMATION	33
SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DU RÉDACTEUR DU RAPPORT	49

Liste des figures

- Figure 1. Répartition du marsouin commun dans l’est du Canada (COSEWIC, 2006). Carte reproduite avec l’autorisation de Dave Johnston, Université Duke. Les lignes pointillées indiquent les limites approximatives des trois sous-populations canadiennes. Voir également les cartes à des échelles plus grandes et décrivant d’autres caractéristiques de la répartition de l’espèce dans l’Atlantique Nord dans NAMMCO et IMR (2019, figures 1 et 2) et NAMMCO (2019, figures 1 et 2). 10
- Figure 2. Carte des zones d’évaluation telles que définies à des fins d’évaluation lors de l’atelier conjoint NAMMCO-IMR, les zones de pêche du Conseil international pour l’exploration de la mer (CIEM) étant superposées. D’après NAMMCO et IMR (2019, figure 2, p. 12). 20

Liste des annexes

- Annexe 1. Sommaire des différences entre trois sous-populations canadiennes, telles que révélées dans le cadre d’études sur la génétique et les contaminants. Abréviations : TNL = Terre-Neuve-et-Labrador, GSL = Golfe du Saint-Laurent, GDM = Golfe du Maine et baie de Fundy, ECA = États du centre du littoral de l’Atlantique, et OG = Ouest du Groenland. Toutes les différences totalisées sont significatives à $\alpha = 0,05$ dans l’ensemble du tableau en supposant trois comparaisons, avec $\alpha = 0,017$ critique pour la différence par paire la plus importante, 0,025 pour la différence suivante et 0,05 pour la plus faible. Le seuil de signification pour les comparaisons par paire est noté « ns » pour $\alpha > 0,05$, « * » pour $0,05 \Rightarrow \alpha > 0,01$, « ** » pour $0,01 \Rightarrow \alpha > 0,001$ et « *** » pour $\alpha < 0,001$ (d’après COSEWIC, 2006). 50

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE

Nom et classification

Le marsouin commun ou Harbour Porpoise (*Phocoena phocoena* Linnaeus, 1758) (voir la photo de la couverture) est parfois appelé « pourcil » au Québec (Laurin, 1976) et « *Puffing Pig* » à Terre-Neuve-et-Labrador.

Cinq sous-espèces sont actuellement reconnues (Committee on Taxonomy, 2020; Braulik *et al.*, 2020) : le marsouin commun de l'est du Pacifique Nord (*P. p. vomerina*); une sous-espèce n'ayant pas de nom présente dans l'ouest du Pacifique Nord; le marsouin commun de l'Atlantique (*P. p. phocoena*) (la seule sous-espèce présente dans le Canada atlantique et donc celle dont il est question dans le présent rapport); le marsouin commun de la mer Noire (*P. p. relicta*); et le marsouin commun afro-ibérique (*P. p. meridionalis*). Une lignée mitochondriale distincte a été observée chez un individu de l'ouest du Groenland (Ben Chehida *et al.*, 2021), ce qui laisse entrevoir la possibilité qu'une autre sous-espèce de l'Atlantique soit décrite un jour (North Atlantic Marine Mammal Commission [NAMMCO] et Norwegian Institute of Marine Research [IMR], 2019). Aux fins d'évaluation, un atelier réunissant des experts a reconnu 18 unités d'évaluation du marsouin commun dans l'Atlantique Nord (NAMMCO et IMR, 2019).

Description morphologique

Le marsouin commun figure parmi les plus petits cétacés, et très peu d'individus au large de l'est du Canada dépassent 1,70 m de longueur totale. L'espèce est sexuellement dimorphe, mais seulement en ce qui concerne la taille corporelle, les femelles étant plus grandes que les mâles. Dans la baie de Fundy, les femelles atteignent environ 160 cm et 65 kg, comparativement à 145 cm et 50 kg pour les mâles (Read et Tolley, 1997). À Terre-Neuve-et-Labrador, les femelles atteignent 156 cm et 62 kg, tandis que les mâles atteignent 143 cm et 49 kg (Richardson, 1992).

Comme tous les marsouins (famille des Phocénidés), le marsouin commun possède une tête arrondie dépourvue de rostre externe ou de bec. Son corps trapu s'effile jusqu'à une carène aplatie latéralement se trouvant juste avant la nageoire caudale. Une petite nageoire dorsale triangulaire est située à peu près au milieu du dos. Le bord antérieur de la nageoire porte des petites protubérances en saillie, appelées tubercules. Les ailerons relativement petits et pointus sont situés derrière et sous l'angle du museau.

Le patron de pigmentation de l'espèce comprend une cape noire qui recouvre les surfaces dorsales et latérales et dont l'étendue varie chez les individus et les populations. Les flancs sont tachetés de blanc grisâtre, et la surface ventrale est presque blanche. Les individus peuvent présenter des taches foncées sur les yeux, le menton et les lèvres. Des rayures foncées simples ou multiples peuvent partir de l'angle du museau vers l'insertion antérieure des ailerons.

Structure spatiale et variabilité de la population

Trois sous-espèces sont actuellement reconnues dans l'Atlantique Nord, et l'on soupçonne l'existence d'une quatrième. La sous-espèce qui fréquente les eaux canadiennes, *P. p. phocoena*, est présente dans tout l'Atlantique Nord, y compris dans les eaux entourant le Groenland, l'Islande, l'Irlande, le Royaume-Uni et l'Europe de l'Ouest. La désignation d'une sous-espèce distincte au Groenland est actuellement envisagée (NAMMCO, 2019; NAMMCO et IMR, 2019).

Lors de l'atelier international de décembre 2018 sur la situation du marsouin commun dans l'Atlantique Nord (NAMMCO et IMR 2019, p. 7), Michael C. Fontaine de l'Université de Montpellier en France a présenté les résultats préliminaires d'un travail collaboratif en cours. Ce travail comprend notamment l'analyse de 265 échantillons de Rosel *et al.* (1999a) à l'aide des mêmes locus mitochondriaux et microsatellites nucléaires et l'intégration de ces données dans un ensemble de données plus vaste. Selon l'interprétation des premiers résultats par Fontaine, les marsouins de l'Atlantique nord-ouest font partie d'une « unité continue » de la sous-espèce nominale (*P. p. phocoena*), mais celle-ci ne constitue pas une « unité d'accouplement au hasard ». Il ajoute qu'il existe un important isolement attribuable à la distance, surtout au niveau mitochondrial, ce qui indique une dispersion individuelle intergénérationnelle limitée et renforce les inférences précédentes quant à une forte philopatrie des femelles.

Lors de sa réunion de mars 2019, le groupe de travail du comité scientifique de la NAMMCO sur le marsouin commun (NAMMCO Scientific Committee Working Group on Harbour Porpoises) (NAMMCO, 2019, p. 3) a interprété les données génétiques disponibles comme donnant à penser qu'il existe une grande population de l'Atlantique Nord dont la répartition s'étend depuis la Floride, aux États-Unis, jusqu'au nord de la Norvège et à la mer du Nord. On pensait que cette population n'était pas panmictique, mais qu'elle faisait plutôt l'objet d'un isolement génétique dû à la distance. Il est présumé que la taille effective de la population est si grande que des sous-populations supposées démographiquement indépendantes ne se sont pas encore différenciées sur le plan génétique.

Le précédent rapport du COSEPAC sur l'espèce (COSEWIC, 2006) mentionne quatre sous-populations dans l'ouest de l'Atlantique Nord : 1) baie de Fundy et golfe du Maine, 2) golfe du Saint-Laurent, 3) Terre-Neuve-et-Labrador et 4) ouest du Groenland. Seules les trois premières sous-populations ont été considérées comme résidant au Canada, et l'on a supposé que les marsouins du plateau néo-écossais appartenaient soit à la sous-population 1, soit à la sous-population 2 (figure 1). Ce schéma de structure des sous-populations est étayé à divers degrés par des données provenant d'observations, d'échouements et de prises (p. ex. Gaskin, 1984, 1992) et d'analyses de l'ADN mitochondrial (ADNmt) (Wang *et al.*, 1996; Rosel *et al.*, 1999a, 1999b), de contaminants organochlorés (Westgate *et al.*, 1997; Westgate et Tolley, 1999), de métaux lourds (Johnston, 1995) et de paramètres du cycle vital (Read et Hohn, 1995) (voir l'annexe 1). Contrastant avec les analyses de l'ADN mitochondrial, les marqueurs microsatellites montrent peu de différenciation entre les quatre sous-populations de l'ouest de l'Atlantique

Nord (Rosel *et al.*, 1999a). Cependant, le profil des distances génétiques entre sous-populations est le même que celui démontré pour les haplotypes de l'ADNmt (Rosel *et al.*, 1999a). Il a donc été considéré comme probable que le flux génique à prédominance mâle est suffisant pour maintenir l'homogénéité entre les marqueurs nucléaires, tandis que la philopatrie des femelles entraîne une différenciation significative de l'ADNmt (Wang *et al.*, 1996; Rosel *et al.*, 1999a).

Un certain mélange d'individus provenant des diverses sous-populations s'effectue en dehors de la période de reproduction, qui se déroule de la fin du printemps au début de l'été. Les fréquences des haplotypes mitochondriaux semblent indiquer que des individus des quatre sous-populations de l'Atlantique nord-ouest s'échouent le long de la côte est des États-Unis pendant l'hiver (Rosel *et al.*, 1999a). Des haplotypes uniques aux individus du golfe du Saint-Laurent et de l'ouest du Groenland ont été observés dans un échantillon d'individus échoués, et 8 des 28 haplotypes présents étaient uniques à l'échantillon hivernal, ce qui laisse supposer que les populations sources n'ont pas été échantillonnées avec une intensité suffisante (Rosel *et al.*, 1999a).

Les marsouins communs des trois sous-populations de l'est du Canada présentent, ou du moins présentaient dans les années 1990, des concentrations tissulaires de composés organochlorés très différentes (Westgate et Tolley, 1999; annexe 1), ce qui indique que les trois sous-populations se nourrissent à des endroits différents à certains moments de l'année. Les concentrations de composés organochlorés chez les individus de la sous-population de Terre-Neuve-et-Labrador étaient nettement plus faibles que celles chez les individus des sous-populations du golfe du Saint-Laurent ainsi que de la baie de Fundy et du golfe du Maine.

Unités désignables (UD)

Selon les lignes directrices pour reconnaître les unités désignables du COSEPAC (approuvées en novembre 2020), pour être reconnue comme une unité désignable (UD), une unité inférieure à une espèce doit posséder des attributs qui la rendent à la fois « distincte » et « importante dans l'évolution ».

Les marsouins communs de l'Atlantique et ceux de l'est du Pacifique appartiennent à des sous-espèces différentes, et ils sont considérés comme des UD distinctes par le COSEPAC depuis la première évaluation en 1990. Les eaux du centre de l'Arctique canadien au nord et l'hémisphère Sud, où il n'y a pas de marsouins communs, constituent une séparation sûre. Rosel *et al.* (1995) n'ont trouvé aucun haplotype de l'ADNmt partagé entre les individus de l'Atlantique et ceux du Pacifique Nord. Il existe d'importantes différences morphologiques entre les marsouins communs de l'Atlantique et ceux du Pacifique, telles que la taille et le degré de néoténie, des distinctions qui ont été liées à différents profils de productivité dans les deux océans (Galatius et Gol'din, 2011). Ainsi, des données probantes indiquent que les deux sous-espèces présentes dans les eaux canadiennes sont des unités distinctes et que les différences entre elles sont importantes dans l'évolution.

Au sein de la sous-espèce de l'Atlantique, en ce qui concerne le caractère distinct, des marqueurs génétiques (notamment l'ADN mitochondrial, mais pas l'ADN nucléaire) indiquent que les trois sous-populations de l'est du Canada sont distinctes (critère D1), mais rien n'indique que des portions de l'aire de répartition de l'espèce au Canada aient été grandement limitées pendant une période prolongée. En ce qui concerne le caractère important, rien ne prouve que l'une ou l'autre des trois sous-populations canadiennes ait suivi une trajectoire évolutive indépendante pendant une période importante dans l'évolution (critère S1), et rien ne permet d'inférer que l'une ou l'autre d'entre elles possède des caractères adaptatifs et héréditaires qui ne pourraient être reconstitués en pratique en cas de perte. Par conséquent, d'après les données disponibles publiées, il n'y a pas d'arguments solides en faveur de la reconnaissance par le COSEPAC d'UD multiples au sein de la population de marsouins communs de l'est du Canada (Atlantique nord-ouest).

Importance de l'espèce

Le marsouin commun est un prédateur opportuniste de niveau trophique supérieur, mais son rôle écologique est mal compris. Trois autres espèces sont reconnues dans le genre *Phocoena* – le marsouin de Burmeister (*P. spinipinnis*) dans les eaux côtières de l'Amérique du Sud, du sud du Brésil au nord du Pérou en passant par le Cap Horn; le marsouin de Californie (*P. sinus*) dans la partie supérieure du golfe de Californie, au Mexique; et le marsouin à lunettes (*P. dioptrica*), dont on pense qu'il a une répartition circumpolaire dans les eaux tempérées froides et subantarctiques de l'océan Austral. Les quatre espèces sont notoirement vulnérables à l'enchevêtrement dans les filets maillants (Jefferson et Curry, 1994). Le marsouin de Californie est susceptible de disparaître dans les prochaines années uniquement du fait du taux non durable des prises accessoires dans les filets maillants (Jaramillo-Legorreta *et al.*, 2019). Le Groenland est la seule région du monde où les marsouins communs font l'objet d'une chasse régulière et continue (Tielmann et Dietz, 1998). Ils sont également chassés dans une moindre mesure (apparemment pour leur chair) au large du Labrador (voir ci-dessous) et dans les îles Féroé (Mikkelsen, 2019).

Le marsouin commun est une attraction mineure, ou secondaire, dans l'industrie touristique d'observation des cétacés au Canada. Il est rare de voir des marsouins communs en captivité en Amérique du Nord.

Le marsouin commun a un métabolisme rapide, une structure et une fonction atypiques de la couche de petit lard et des capacités acoustiques remarquables. En outre, il se reproduit chaque année et vit peu longtemps. Toutes ces caractéristiques sont exceptionnelles parmi les cétacés.

RÉPARTITION

Aire de répartition mondiale

Le marsouin commun est largement répandu, principalement dans les eaux côtières et du plateau continental des régions tempérées froides et subarctiques de l'hémisphère Nord. L'aire de répartition de l'espèce dans l'Atlantique Nord s'étend depuis la mer de Barents jusqu'au Sénégal à l'est et depuis le nord-ouest du Groenland jusqu'à la Caroline du Nord à l'ouest (des échouements occasionnels se produisant aussi loin au sud que le nord de la Floride), et dans le Pacifique Nord, depuis le delta du Mackenzie jusqu'à la baie de Monterey à l'est et depuis la Sibérie jusqu'à Wakayama, au Japon, à l'ouest (Read, 1999).

Aire de répartition canadienne

Dans l'est du Canada, le marsouin commun est présent depuis la baie de Fundy vers le nord jusqu'à Niaqonaujang (cap Aston), au sud de la communauté de Clyde River dans le nord de l'île de Baffin, à environ 70° de latitude nord (Gaskin, 1992). Moins d'un quart de l'aire de répartition de la sous-espèce nominale (*P. p. phocoena*) se trouve au Canada. La plupart des connaissances sur la répartition de cette espèce proviennent d'observations visuelles effectuées en été et en automne, lorsque les conditions météorologiques et maritimes sont le plus favorables aux relevés à vue (voir p. ex. Palka, 1995a). Des renseignements supplémentaires sur la répartition ont été obtenus à partir d'observations effectuées lors de prises accessoires et d'échouements et, dans la baie de Fundy, à partir des déplacements d'individus munis d'émetteurs satellites (Read et Westgate, 1997). Une femelle mature étiquetée dans la baie de Fundy au début de l'été a été suivie dans ses déplacements vers le golfe du Saint-Laurent. Il s'agit du seul marsouin étiqueté (sur 25 marsouins suivis) qui s'est déplacé à l'extérieur de la baie de Fundy et du golfe du Maine. Les marsouins étiquetés ont fréquemment fait la navette entre les eaux canadiennes et états-uniennes au cours de l'été.

Les renseignements sur la répartition de l'espèce à Terre-Neuve-et-Labrador étaient rares jusqu'aux années 1990, mais depuis, les données provenant des prises accessoires et des relevés ainsi que les observations fortuites ont montré que les marsouins communs sont présents autour de toute l'île de Terre-Neuve ainsi que le long de toute la côte du Labrador et au large jusqu'au rebord continental (Lien *et al.*, 1994; Lawson *et al.*, 2004; COSEWIC, 2006; Lawson et Gosselin, 2018). Les prises accessoires de marsouins communs auraient été particulièrement courantes dans des secteurs du sud-est de Terre-Neuve-et-Labrador, comme la baie St. Mary's, au début de l'été dans les années 1980 (voir p. ex. Lien, 1989). Stenson et Reddin (1990) ont fait état de prises accessoires dans des filets dérivants expérimentaux de pêche au saumon partout dans les Grands Bancs ainsi que le long du plateau continental aussi loin vers le nord que Nain. Ils ont également rapporté un certain nombre de prises dans la mer du Labrador entre Terre-Neuve-et-Labrador et le Groenland. Les chasseurs de Kangiqsualujjuaq dans la baie d'Ungava, au nord du Québec, n'ont jamais observé le marsouin commun (Jean-Gagnon, 2021).

Pendant l'été, des marsouins communs sont observés dans tout le golfe du Saint-Laurent; ils remontent jusqu'à Saint-Siméon, 40 km à l'est de l'embouchure de la rivière Saguenay, selon les observations de Parcs Canada (Shepherd, 2021). Les marsouins sont communs le long de la rive nord du golfe du Saint-Laurent, le long de la côte gaspésienne et dans la baie des Chaleurs (Fontaine *et al.*, 1994; Kingsley et Reeves, 1998). Les densités d'individus sont généralement plus faibles dans la partie sud du golfe (Kingsley et Reeves, 1998). Il y a des raisons de croire que la plupart des marsouins quittent le golfe en hiver pour éviter d'être emprisonnés par les glaces. Dans le passé, une grande partie du golfe du Saint-Laurent était couverte de glace marine en hiver, mais ce n'est plus le cas depuis quelques décennies, et on s'attend à ce que la glace marine continue de s'amincir et de devenir plus mobile à mesure que le climat se réchauffe (Savard *et al.*, 2016).

La présence de l'espèce sur le plateau néo-écossais (PNE) n'est pas aussi bien documentée que dans les autres secteurs, mais il ne fait aucun doute que les marsouins sont présents au moins de façon saisonnière dans toute cette zone. Comme le montre la figure 1, la ligne pointillée qui s'étend vers le sud-est à partir du milieu de la Nouvelle-Écosse sous-entend qu'environ la moitié des marsouins présents sur le plateau appartiennent à la sous-population du golfe du Saint-Laurent (GSL) et l'autre moitié appartient à la sous-population de la baie de Fundy et du golfe du Maine (BDF-GDM). Un autre schéma, illustré dans NAMMCO et IMR (2019, figure 2) et NAMMCO (2019, figure 2), consiste à considérer les zones GSL et PNE comme des « zones d'évaluation » distinctes. Toutefois, il a été souligné qu'un tel schéma était pratique pour effectuer des évaluations, malgré l'absence fréquente de distinctions biologiques claires (NAMMCO, 2019, p. 4).

Dans la baie de Fundy et le nord du golfe du Maine, la répartition estivale du marsouin commun est concentrée dans les eaux de moins de 150 m de profondeur, le long des côtes du Maine et du Nouveau-Brunswick et s'étend jusqu'à l'extrémité sud-ouest de la Nouvelle-Écosse (Hayes *et al.*, 2020). Les densités d'individus sont très faibles dans la partie supérieure de la baie de Fundy et le long de la rive sud de la Nouvelle-Écosse (Gaskin, 1992). Il y a une variation interannuelle considérable dans la répartition estivale des marsouins dans cette partie de leur aire de répartition (Palka, 1995b).

En hiver, de nombreux marsouins de la baie de Fundy se dispersent dans le golfe du Maine et s'aventurent jusqu'en Caroline du Nord, où ils peuvent se mêler à des individus provenant de régions plus septentrionales (Rosel *et al.*, 1999a).

Quelques marsouins sont présents dans la baie de Fundy en hiver (Gaskin, 1992). Des enregistreurs acoustiques déployés dans la baie de Fundy de septembre 2015 à mai 2016 ont confirmé la présence de marsouins communs près des voies de navigation au large de l'île Grand Manan tout au long de l'hiver, les détections acoustiques étant moins fréquentes entre janvier et mai (Kowarski, 2021). Les marsouins communs sont présents sur le plateau néo-écossais et dans le chenal Laurentien tout au long de l'année, avec une diminution apparente de leur présence en été (de juillet à octobre environ), tandis que sur le plateau au large de Terre-Neuve-et-Labrador, les enregistrements acoustiques

indiquent que les marsouins communs sont présents d'août à décembre environ (Delarue *et al.*, 2018). On connaît peu la répartition hivernale des marsouins au Labrador, Terre-Neuve-et-Labrador, et dans le golfe du Saint-Laurent.

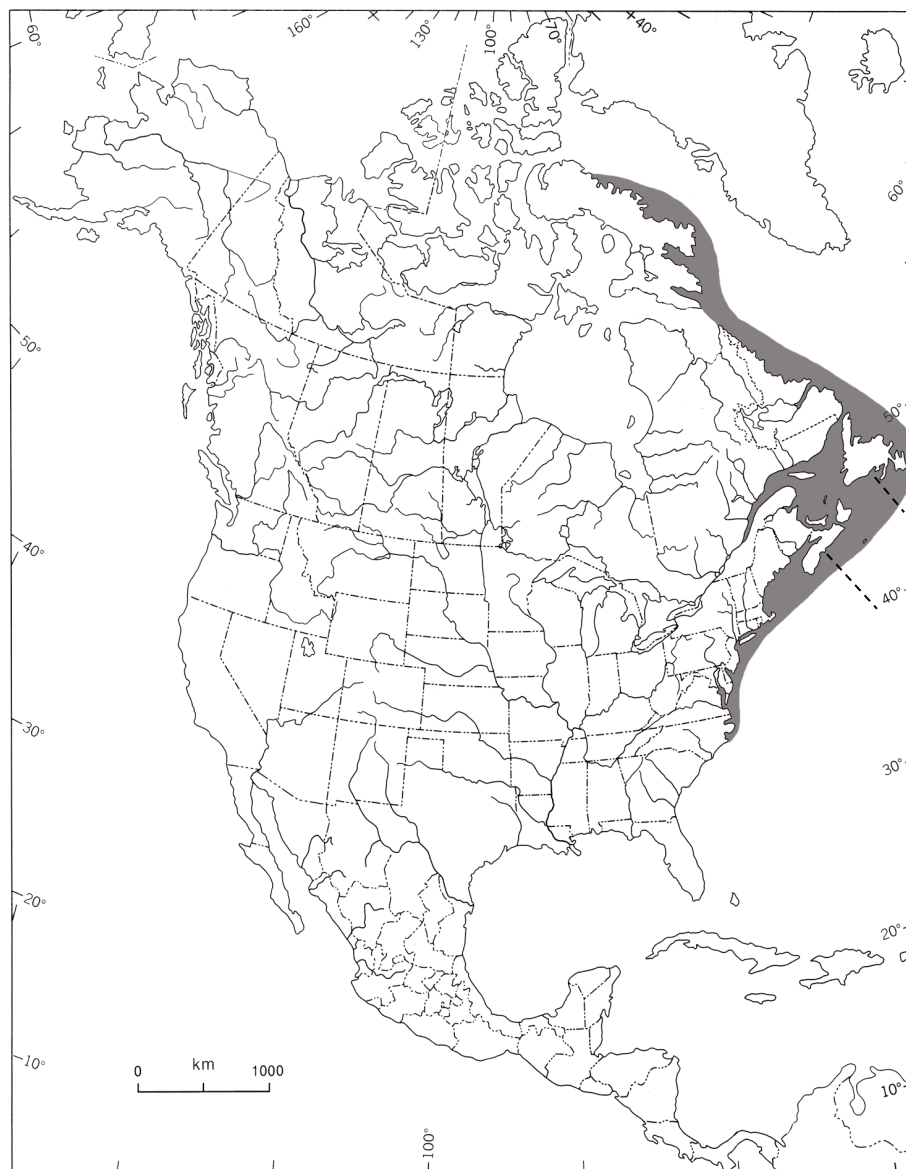


Figure 1. Répartition du marsouin commun dans l'est du Canada (COSEWIC, 2006). Carte reproduite avec l'autorisation de Dave Johnston, Université Duke. Les lignes pointillées indiquent les limites approximatives des trois sous-populations canadiennes. Voir également les cartes à des échelles plus grandes et décrivant d'autres caractéristiques de la répartition de l'espèce dans l'Atlantique Nord dans NAMMCO et IMR (2019, figures 1 et 2) et NAMMCO (2019, figures 1 et 2).

Zone d'occurrence et zone d'occupation

La zone d'occurrence est bien supérieure à 20 000 km² (le seuil de la catégorie « menacée » selon le critère B1), étant donné que la superficie combinée de la baie de Fundy, du plateau néo-écossais, du golfe du Saint-Laurent et des plateaux de Terre-Neuve et du Labrador dépasse largement 500 000 km² et que les individus sont aussi présents dans le détroit de Davis, au nord du cap Chidley. De même, l'IZO dépasse facilement 2 000 km² (le seuil de la catégorie « menacée » selon le critère B2).

Activités de recherche

La répartition du marsouin commun a été documentée (ou inférée) à partir de données provenant de prises accessoires, d'échouements et de relevés ainsi que d'observations fortuites. La rareté des mentions répertoriées dans les eaux canadiennes au nord du Labrador, y compris le détroit de Davis, le détroit d'Hudson et la baie d'Hudson, reflète probablement une faible densité réelle. Cependant, dans le détroit de Davis, le marsouin commun est couramment présent (et chassé régulièrement) le long de la côte ouest du Groenland, depuis les environs de Paamiut (62° de latitude nord) jusqu'à Sisimiut (67° de latitude nord), et il est présent jusqu'à Avanersuaq (nord-ouest du Groenland, > 77° de latitude nord) (Teilmann et Dietz, 1998).

HABITAT

Besoins en matière d'habitat

Le marsouin commun est une espèce très mobile et généraliste sur le plan de l'alimentation, et il compte sur des concentrations de petites proies pour satisfaire ses besoins énergétiques exigeants. Il semble capable de trouver et de tirer parti de concentrations de telles proies, qu'il doive se déplacer sur de très grandes distances ou rester toute l'année dans des zones relativement petites (Read, 1999). Il est présent toute l'année dans l'est du Canada, bien qu'une partie de la population se déplace vers le large ou vers des latitudes plus méridionales pour éviter les conditions de glace en hiver. La forte saisonnalité de la reproduction, la plupart des naissances ayant lieu à la fin du printemps (en mai dans la baie de Fundy, en juin-juillet dans les eaux de l'Europe de l'Ouest; Read, 1999), signifierait que l'arrivée des marsouins dans les eaux côtières pour se nourrir parmi les grandes concentrations de proies coïncide avec une période de forte demande énergétique, en particulier chez les femelles matures.

Des recherches par télémétrie satellitaire menées dans l'ouest du Groenland ont montré que les marsouins communs qui s'y trouvent se déplacent loin au large, dans les eaux océaniques profondes, en hiver, mais qu'ils font preuve d'une grande fidélité à l'égard des sites dans les zones côtières au large de l'ouest du Groenland, où ils reviennent en été (Nielsen *et al.*, 2018). La capacité des marsouins de plonger à grande profondeur (à des centaines de mètres) leur permet de s'alimenter dans les eaux mésopélagiques.

Tendances en matière d'habitat

L'habitat du marsouin commun dans l'est du Canada a probablement changé en raison de l'expansion des zones d'habitation humaine sur le littoral et de la modification de certains aspects du milieu marin et estuarien par la pêche commerciale et les activités industrielles de toutes sortes (voir la section Menaces). Par exemple, il y a eu des changements dans le réseau fluvial du Saint-Laurent, liés notamment à la modification du débit d'eau douce provenant de grandes rivières le long de la rive nord en raison de la construction de barrages dans les années 1960, au bruit chronique de la circulation maritime intense depuis l'achèvement de la voie maritime du Saint-Laurent en 1959 et à la pollution provenant d'effluents urbains, agricoles et industriels.

Dans d'autres parties de son aire de répartition, le marsouin commun a montré sa capacité à repeupler des zones qu'il avait autrefois abandonnées. L'espèce était commune dans la baie de San Francisco, mais elle y a disparu au début des années 1940. Sa disparition a été corrélée à l'augmentation des perturbations humaines telles que le dragage, la construction sur le littoral, les activités de défense militaire de la Seconde Guerre mondiale et les conséquences de l'industrialisation sur l'environnement (Stern *et al.*, 2017). Dès la première décennie du 21^e siècle, les marsouins étaient manifestement « revenus », et on les aperçoit désormais régulièrement et en bon nombre dans la baie. Stern *et al.* (2017) ont émis l'hypothèse que les raisons de ce repeuplement pourraient comprendre la diminution de la pollution de l'eau et par le bruit, l'amélioration de la qualité de l'eau et l'augmentation de la productivité marine dans la baie. Une variation semblable s'est produite dans la mer des Salish, car la présence de marsouins communs y était courante dans les années 1940, mais ces derniers y avaient pratiquement disparu au début des années 1970, leur nombre ayant augmenté depuis (Zier et Gaydos, 2015; Elliser et Hall, 2021).

BIOLOGIE

Le marsouin commun a été caractérisé comme ayant un cycle vital rapide – sa maturité est précoce; ses périodes de gestation et de lactation sont relativement courtes; sa reproduction est annuelle; et sa mortalité est beaucoup plus précoce comparativement à celle de la plupart des autres cétacés (Read et Hohn, 1995). Le marsouin commun possède des capacités acoustiques avancées; il émet de courts clics ultrasoniques (fréquence maximale de 130 kHz, durée de 50-100 ms; Møhl et Andersen, 1973; Teilmann *et al.*, 2002) de façon presque continue pour s'orienter et trouver de la nourriture (Akamatsu *et al.*, 2007; Linnenschmidt *et al.*, 2012).

Cycle vital et reproduction

La plupart des données sur le cycle vital du marsouin commun dans l'est du Canada proviennent de recherches effectuées sur la sous-population de la baie de Fundy et du golfe du Maine, une sous-population qui a été relativement bien étudiée (Fisher et Harrison, 1970; Gaskin *et al.*, 1984; Read, 1990a; Read, 1990b; Read et Gaskin, 1990; Read et Hohn, 1995). Richardson (1992) a examiné des individus morts dans des filets maillants de fond, au large de l'est de Terre-Neuve-et-Labrador, pendant les mois d'été, et il a conclu que leur biologie de la reproduction était, en général, semblable à celle des individus de la baie de Fundy.

La reproduction est saisonnière, l'ovulation et la conception étant limitées à quelques semaines à la fin du printemps ou au début de l'été (Börjesson et Read, 2003), et l'espèce se reproduit dans la promiscuité. La gestation dure de 10 à 11 mois, et elle est suivie d'une période de lactation d'au moins 8 mois. Chez de nombreuses populations, la plupart des femelles matures sont gravides chaque année, et elles passent donc la majeure partie de leur vie adulte simultanément en gestation et en lactation (Read, 1999). L'âge de la maturation sexuelle et les taux de gravidité sont estimés à 3,1 ans et à 0,76/année à Terre-Neuve-et-Labrador (Richardson, 1992) et à 3,2 ans et 0,98/année en Islande (Ólafsdóttir *et al.*, 2003), respectivement. Une étude du matériel de reproduction provenant d'un grand échantillon de marsouins femelles « en santé » dans les eaux britanniques, morts de causes traumatiques entre 1990 et 2012, notamment comme prises accessoires ou à la suite de collisions avec des navires, d'attaques de dauphins à gros nez ou de dystocie, a permis d'obtenir un taux de gravidité de seulement 0,50/année et un âge moyen de la maturation sexuelle de 4,92 ans (Murphy *et al.*, 2015). Murphy *et al.* (2015) avancent que les différences majeures constatées dans les valeurs du cycle vital entre les marsouins dans le Royaume-Uni et ceux dans le centre et l'ouest de l'Atlantique Nord pourraient indiquer un « dysfonctionnement reproductif » dans la population de l'est, lié à l'exposition aux BPC, résultant soit d'effets perturbateurs sur le système endocrinien, soit d'une immunosuppression et d'une augmentation du risque de maladies.

À la naissance, les jeunes marsouins mesurent environ 75 cm de long et pèsent environ 6 kg (Börjesson et Read, 2003). Pendant l'allaitement, les jeunes grossissent rapidement et triplent leur poids à trois mois (Read, 2001), âge auquel ils ont commencé à consommer des aliments solides (Smith et Read, 1992).

Les mâles montrent une variation saisonnière prononcée quant à la taille et à l'activité de leurs testicules, la production maximale de sperme ayant lieu vers la période d'ovulation (Fontaine et Barrette, 1997; Neimanis *et al.*, 2000). De plus, ils présentent un rapport très élevé entre le poids des testicules et le poids corporel, le poids combiné des testicules pouvant atteindre 2,7 kg ou 4 % de la masse corporelle à l'apogée de la période de reproduction. La principale stratégie d'accouplement chez les mâles est présumée être la compétition du sperme (Fontaine et Barrette, 1997; Keener *et al.*, 2018), et l'espèce est considérée comme polyandre (Bjørge et Tolley, 2018). À Terre-Neuve-et-Labrador, les marsouins mâles atteignent la maturité à l'âge de 3,0 ans (Richardson, 1992). Dans la baie de Fundy, l'âge de la maturation sexuelle des marsouins mâles a été estimé à 2,6 ans (Neimanis, 1996).

Une matrice de Leslie utilisant un modèle à cinq paramètres spécialement conçu dans le but de produire des valeurs par défaut pour les évaluations des cétacés réalisées dans le cadre de la Liste rouge a permis d'estimer la durée d'une génération du marsouin commun à 8,3 ans pour une population en croissance (r actuel) et à 11,9 ans pour une population stable ($r = 0$), et le pourcentage d'individus matures à 50 % pour une population en croissance et à 73 % pour une population stable, où les naissances et la mortalité s'équivalent (Taylor *et al.*, 2007).

Physiologie et adaptabilité

En raison de leur petite taille et de leurs réserves énergétiques restreintes, les marsouins communs ont une capacité limitée de jeûne et doivent se nourrir fréquemment pour maintenir leur état physique (Yasui et Gaskin, 1986; Read et Westgate, 1997; Reed *et al.*, 2000; Lockyer, 2007). Leur couche de petit lard, dont l'épaisseur est généralement de 1,5 à 2 cm, est riche en lipides, mais seule une partie de cette réserve de lipides est disponible durant les périodes de pénurie alimentaire (Koopman, 2001; Koopman *et al.*, 2002; McLellan *et al.*, 2002). Le petit lard du thorax joue un rôle dans le dépôt et la mobilisation des lipides; celui de la nageoire caudale est métaboliquement inerte et contribue vraisemblablement au mouvement et à la silhouette hydrodynamique des individus. Cela peut aider à expliquer la relation écologique étroite observée entre le marsouin commun et les proies riches en lipides comme le capelan (*Mallotus villosus*) et le hareng de l'Atlantique (*Clupea harengus*) dans tout l'est du Canada.

Le marsouin commun est bien adapté aux eaux froides et est rarement présent dans les eaux dont la température est supérieure à 16 °C (Gaskin, 1992). Il maintient son homéothermie dans un environnement froid favorable au moyen d'une gamme d'adaptations physiologiques et anatomiques, la plus évidente étant une couche de petit lard relativement épaisse (Koopman, 1998; Koopman *et al.*, 2002; McLellan *et al.*, 2002).

Dans la baie de Fundy, un petit échantillon de marsouins communs secourus de fascines de la pêche au hareng où ils étaient pris ont été marqués et suivis pour étudier leur comportement de plongée (Read et Westgate, 1997). L'un de ces individus, une femelle adulte, a plongé jusqu'au plancher océanique (224 m). En général, les marsouins plongent rapidement, passent une minute ou deux près du fond et reviennent sans tarder à la surface.

Des études de télémétrie satellitaire menées sur 30 marsouins communs au large de l'ouest du Groenland ont montré que ces derniers plongent régulièrement jusqu'à des profondeurs de 200 m, et une femelle adulte a plongé jusqu'à 410 m (Nielsen *et al.*, 2018). Les marsouins du Groenland ont passé de longues périodes au large en hiver, mais sont généralement retournés l'été suivant dans les eaux côtières à proximité de l'endroit où ils avaient été marqués. Ces résultats de télémétrie démontrent que les marsouins communs, du moins ceux de cette population, migrent sur de longues distances et vers un habitat océanique où ils plongent en profondeur et se nourrissent de proies mésopélagiques, puis qu'ils retournent dans les mêmes zones d'estivage côtières.

Les marsouins communs ont des capacités acoustiques avancées (Wahlberg *et al.*, 2015). Ils produisent des clics à très haute fréquence à des fins d'écholocation (pour la capture de proies) et d'orientation. Contrairement aux dauphins, ils ne produisent pas de sifflements, bien que des données indiquent que les marsouins peuvent faire varier le taux de répétition des clics pour émettre un avertissement, p. ex. en cas d'agression, ou pour établir et maintenir un contact entre individus (Sørensen *et al.*, 2018). Une étude récente des conséquences des perturbations à l'échelle de la population (Booth, 2020) donne à penser que leur régime alimentaire généraliste, leur taux d'alimentation « ultra élevé » et leur habileté à capturer des proies rendent les marsouins résilients face à la perte de possibilités d'alimentation (Booth, 2020).

Dispersion et migration

Les populations de marsouins communs semblent présenter des variations dans l'ampleur de leurs migrations. Les marsouins ayant l'habitude de migrer en masse vers et par les détroits entre la mer Baltique et la mer du Nord (parfois appelés Kattegat et mer de Belt) au printemps, passent l'été dans la mer Baltique, et retournent en hiver vers les détroits et le sud de la mer du Nord (Lockyer et Kinze, 2003).

Dans l'ouest de l'Atlantique Nord, en automne (octobre-décembre) et au printemps (avril-juin), les marsouins sont largement dispersés depuis la Nouvelle-Écosse jusqu'au New Jersey, principalement sur le plateau continental, avec des densités d'individus plus faibles plus au nord et au sud (Palka, 2019). En hiver (janvier-mars), on observe des densités intermédiaires entre le New Jersey et la Caroline du Nord et des densités plus faibles entre l'État de New York et le Nouveau-Brunswick. Il ne semble pas y avoir de migration coordonnée dans le temps ni de voie de migration spécifique vers et depuis la région de la baie de Fundy (Palka, 2019, p. 75).

Lawson (2019, p. 80) a constaté que la plupart des marsouins ont été observés le long de la côte sud de Terre-Neuve et dans le nord du golfe du Saint-Laurent en 2007 et, bien que beaucoup d'individus aient été aperçus dans l'ouest du golfe en 2016, les observations étaient largement dispersées dans la zone de relevé jusqu'à la pointe nord du Labrador et, au large, jusqu'aux limites de la zone des activités de recherche (habituellement le rebord continental).

Relations interspécifiques

Proies

Dans les eaux de l'est du Canada, le marsouin commun montre une forte préférence pour les petits poissons (généralement longs de moins de 30 cm), riches en énergie, comme le capelan, les clupéidés (p. ex. le hareng et le maquereau [*Scomber scombrus*]), les gadidés (p. ex. la morue [*Gadus morhua*] et le merlu argenté [*Merluccius bilinearis*]), et une espèce de sébaste (*Sebastes* sp.) ainsi que les calmars tels que l'encornet nordique (*Illex illecebrosus*), les espèces dominantes étant le plus souvent le capelan et le hareng (Recchia et Read, 1989; Smith et Read, 1992; Fontaine *et al.*, 1994; Read, 1999; Bjørge, 2003). Les données sur le régime alimentaire proviennent principalement de l'examen des restes de proies dans l'estomac d'individus pris accidentellement et d'individus morts échoués.

À Terre-Neuve-et-Labrador, le régime alimentaire des marsouins pris accidentellement était principalement composé de petits poissons, comme le capelan, le hareng, le lançon d'Amérique (*Ammodytes americanus*) et la lampe cornée (*Ceratoscopelus maderensis*) (G. Stenson, comm. pers.; COSEWIC, 2006). Le hareng et le capelan représentent la majeure partie de l'apport calorique chez les marsouins tués par la pêche du poisson de fond au filet maillant dans le golfe du Saint-Laurent, mais une espèce de sébaste, le maquereau, la morue et des calmars font aussi partie du régime (Fontaine *et al.*, 1994). Il semble y avoir des variations dans le régime alimentaire entre les régions. Par exemple, les marsouins de la région de la Gaspésie du golfe consomment surtout du hareng, alors que le capelan est la proie dominante dans le nord-est du golfe.

Dans la baie de Fundy et le golfe du Maine, les marsouins se nourrissent principalement, mais pas exclusivement, de jeunes harengs des classes d'âge 2, 3 et 4 (Recchia et Read, 1989; Gannon *et al.*, 1998). À cette proie principale s'ajoutent de jeunes gadidés et d'autres petits poissons de fond. Dans la baie de Fundy, les jeunes marsouins commencent à consommer des aliments solides, notamment des crustacés euphausiacés, à la fin de l'été (Smith et Read, 1992).

L'abondance des principales espèces proies des marsouins communs présente de grandes fluctuations causées par les cycles de recrutement naturels et les effets des pêches commerciales. Dans la baie de Fundy et le golfe du Maine, l'abondance du hareng a varié considérablement sur des échelles décennales, car les stocks ont été surexploités et se sont reconstitués par la suite. Read (2001) a examiné les effets de cette variation de la biomasse des proies sur la biologie de la reproduction des marsouins femelles, et en particulier sur la taille des jeunes nés pendant trois décennies (1970-1999). Contrairement à ce qu'on attendait peut-être, les jeunes étaient beaucoup plus gros dans les années 1980, période pendant laquelle la biomasse des proies était la plus faible. La variation de la biomasse en harengs n'a eu aucun effet sur l'état physique ou la fécondité des femelles matures au cours de ces trois décennies.

Prédateurs

On sait depuis longtemps que le marsouin commun est une proie du grand requin blanc (*Carcharodon carcharias*) (Arnold, 1972) et de l'épaulard (*Orcinus orca*) (Jefferson *et al.*, 1991). Il n'existe pas d'estimations du nombre de marsouins consommés par ces prédateurs, ni d'estimations des taux de mortalité naturelle pour une population quelconque de marsouins communs. De plus, on en sait très peu sur l'abondance ou les tendances de l'abondance de ces prédateurs du marsouin commun dans les eaux canadiennes.

On a récemment découvert que les phoques gris (*Halichoerus grypus*) dans le sud de la mer du Nord attaquent, mutilent, tuent et consomment (au moins partiellement) les marsouins communs (Leopold *et al.*, 2015; Stringell *et al.*, 2015; Podt et IJsseldijk, 2017). Il semble que les phoques ciblent principalement les juvéniles en pleine forme, ce qui pourrait influencer sur le recrutement jusqu'à l'âge de la reproduction (Leopold *et al.*, 2015). Cette prédation n'a pas été confirmée au Canada, mais il existe des données circonstancielles probantes selon lesquelles elle aurait bel et bien lieu (Truchon *et al.*, 2018). Le chevauchement entre les répartitions canadiennes de ces deux espèces est important, et la population de phoques gris du Canada compte environ 420 000 individus (Department of Fisheries and Oceans, 2017).

Dans certaines parties de leur aire de répartition, les grands dauphins communs (*Tursiops truncatus*) tuent les marsouins communs (Ross et Wilson, 1996; MacLeod *et al.*, 2007), mais ces dauphins ne sont pas présents régulièrement au nord du golfe du Maine.

Compétiteurs

Le régime alimentaire du marsouin commun recoupe en grande partie celui d'autres mammifères marins, de poissons et d'oiseaux de mer et, par conséquent, la compétition pour les ressources pourrait être un facteur important dans la détermination de sa répartition et de ses déplacements ainsi que de la disponibilité des proies. Cependant, en tant qu'espèce opportuniste capable de s'attaquer à un large éventail d'organismes, le marsouin commun peut sûrement, dans une certaine mesure, s'adapter à la compétition en ciblant d'autres proies.

TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS

Activités et méthodes d'échantillonnage

Deux programmes de relevés aériens à grande échelle ont été mis en œuvre dans l'est du Canada depuis 2006 – l'un en juillet-août 2007 (Lawson et Gosselin, 2009) et l'autre en août-septembre 2016 (Lawson et Gosselin, 2018). Les deux ont été conçus pour couvrir le plateau continental et les Grands Bancs du Labrador, le golfe du Saint-Laurent et le plateau néo-écossais. Les eaux de la côte est du Canada ont été divisées en trois strates en fonction des profils génétiques et de la répartition : Terre-Neuve-et-Labrador, golfe du Saint-Laurent et plateau néo-écossais (Lawson, 2019). La strate de

Terre-Neuve-et-Labrador a été définie comme s'étendant depuis la pointe nord du Labrador jusqu'à la côte sud-ouest de Terre-Neuve, et la strate du plateau néo-écossais, comme correspondant au plateau néo-écossais (Lawson, 2019).

Outre les programmes de relevés canadiens, des efforts importants ont été déployés par la NOAA/NMFS pour obtenir des estimations de la population du stock partagé de la baie de Fundy et du golfe du Maine au moyen de méthodes de relevés aériens semblables à celles utilisées pour les relevés canadiens ainsi que de méthodes de relevés par bateau.

L'approche la plus courante et la plus efficace pour estimer le nombre de marsouins communs consiste en des relevés aériens utilisant des méthodes de collecte de données par transects linéaires et un échantillonnage à distance. La fréquence des relevés et l'intensité de l'échantillonnage sont très étroitement liées à leur coût élevé ainsi qu'aux préoccupations relatives à la sécurité humaine et aux défis que représentent l'état de la mer et les conditions météorologiques. Les relevés aériens du marsouin commun ne peuvent être effectués que dans des conditions de mer relativement calmes et de bonne luminosité, et la « correction » pour tenir compte des individus manqués et de la probabilité de détection est cruciale. Même dans des conditions idéales, la probabilité de détection est faible en raison de la petite taille, du comportement à la surface (discret et sorties à la surface brèves) et de la nature non grégaire du marsouin commun. De plus, ce dernier vit généralement dans des eaux turbides où la visibilité est limitée. En règle générale, les relevés de cétacés dans l'est du Canada ont lieu en été et en automne. Les estimations doivent être corrigées pour tenir compte des biais de disponibilité et de perception afin d'obtenir des estimations crédibles de l'abondance absolue. Les individus dénombrés à la surface ou près de celle-ci lorsque l'aéronef vole le long d'un transect ne représentent qu'une fraction du nombre d'individus réellement présent. Cela s'explique par le fait que i) certains individus sont hors de portée visuelle lorsque l'aéronef passe au-dessus d'eux (biais de disponibilité) et ii) d'autres, bien que « disponibles », ne sont pas détectés par les observateurs (biais de perception).

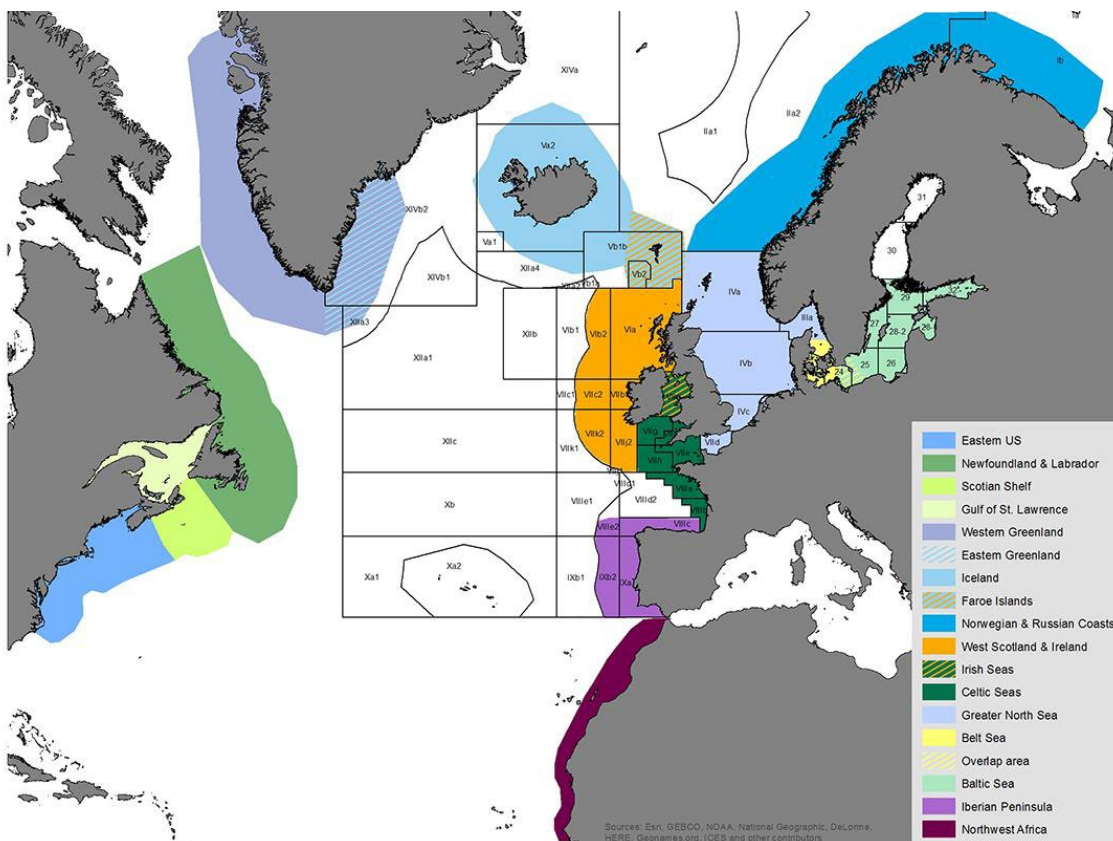
Lorsqu'on examine les estimations publiées de l'abondance des marsouins communs, il convient d'accorder une attention particulière afin de déterminer si elles ont été corrigées pour tenir compte des biais de disponibilité et de perception et de quelle manière (Marsh et Sinclair, 1989; Laake *et al.*, 1997). Sans une telle correction, les estimations seront forcément biaisées négativement.

Abondance

Les effectifs mondiaux du marsouin commun dépassent largement le million (Braulik *et al.*, 2020). Des relevés aériens et par bateau semblent indiquer qu'il y avait près d'un demi-million d'individus dans les eaux européennes de l'Atlantique en 2016 (Hammond *et al.*, 2017); près de 50 000 dans les eaux islandaises en 2007 (Gilles *et al.*, 2011); environ 100 000 dans les eaux groenlandaises en 2015 (NAMMCO, 2019); environ 250 000 dans les eaux canadiennes entre la pointe nord du Labrador et la frontière états-unienne au large du sud de la Nouvelle-Écosse en 2016 (Lawson et Gosselin, 2018); et 75 079 dans les eaux états-uniennes entre la Caroline du Nord et la frontière canado-états-unienne (Palka, 2020). Toutes les estimations, qui totalisent près d'un million de marsouins communs pour l'ensemble de l'Atlantique Nord, ont été entièrement corrigées en fonction des biais de disponibilité et de perception et comprennent les individus de tous âges. Dans le résumé technique, elles ont été converties en estimations du nombre d'individus matures au moyen des estimations de Taylor *et al.* (2007) pour la proportion d'individus matures, selon l'hypothèse d'une population en croissance (« r actuel ») ou d'une population stable (« r = 0 »). Les estimations pour une « population en croissance » sont probablement plus réalistes.

Les estimations d'abondance et les données sur les tendances pour différentes strates et sous-populations ou « stocks » sont parfois difficiles à distinguer. Les estimations pour les différentes unités présentées ici sont celles indiquées dans les documents sources et comprennent toutes les classes d'âge. Il faut noter qu'aucune des estimations ne tient compte des individus qui auraient été présents dans les eaux au nord du Labrador au moment d'un relevé particulier.

Dans le contexte plus large de l'Atlantique Nord, la région atlantique du Canada a été subdivisée, à des fins d'évaluation, en trois strates : Terre-Neuve-et-Labrador, golfe du Saint-Laurent et plateau néo-écossais. La strate de Terre-Neuve-et-Labrador comprend les eaux depuis la pointe nord du Labrador jusqu'à la côte sud-ouest de Terre-Neuve, et la strate du plateau néo-écossais comprend le plateau néo-écossais à l'exclusion de la baie de Fundy (Lawson, 2019, p. 80; figure 2).



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

- Eastern US = Est des États-Unis
- Newfoundland & Labrador = Terre-Neuve-et-Labrador
- Scotian Shelf = Plateau néo-écossais
- Gulf of St. Lawrence = Golfe du Saint-Laurent
- Western Greenland = Ouest du Groenland
- Eastern Greenland = Est du Groenland
- Iceland = Islande
- Faroe Islands = Îles Féroé
- Norwegian & Russian Coasts = Côtes norvégienne et russe
- West Scotland & Ireland = Ouest de l'Écosse et de l'Irlande
- Irish Seas = Mers irlandaises
- Celtic Seas = Mer Celte
- Greater North Sea = Mer du Grand Nord
- Belt Sea = Mer de Belt
- Overlap Area = Zone de chevauchement
- Baltic Sea = Mer Baltique
- Iberian Peninsula = Péninsule Ibérique
- Northwest Africa = Nord-ouest de l'Afrique

Figure 2. Carte des zones d'évaluation telles que définies à des fins d'évaluation lors de l'atelier conjoint NAMMCO-IMR, les zones de pêche du Conseil international pour l'exploration de la mer (CIEM) étant superposées. D'après NAMMCO et IMR (2019, figure 2, p. 12).

Strate de Terre-Neuve-et-Labrador

Pour cette strate, le nombre d'individus estimé ne s'élève qu'à 958 (CV = 0,37; IC à 95 % = 470-1 954) (non corrigé) et à 1 138 (CV = 0,41) (corrigé) en 2007 (Lawson et Gosselin, 2018 : annexe 1, tableau 13). Lawson et Gosselin (2009) précisent que même l'estimation corrigée pour 2007 est moins élevée que prévu, probablement parce que la faune marine en général est arrivée dans la région plus tard en 2007 que les années précédentes.

L'estimation non corrigée de 2016 pour cette strate s'élève à 4 964 individus (CV = 37,5; IC à 95 % = 2 401-10 265 (Lawson et Gosselin, 2018). L'estimation entièrement corrigée est de 48 723 individus (CV = 0,414; IC à 95 % = 23 566-100 754) (Lawson et Gosselin, 2018 : tableau 8).

Strates combinées du golfe du Saint-Laurent, du plateau néo-écossais et de la baie de Fundy

Les estimations pour ces strates combinées en 2007 sont de 3 667 individus (CV = 0,35; IC à 95 % = 1 565-6 566) (non corrigées) et de 6 513 individus (CV = 0,36) (corrigées) (Lawson et Gosselin, 2018 : annexe 1, tableau 14).

L'estimation non corrigée de 2016 pour ces trois strates combinées est de 21 154 individus (CV = 0,35; IC à 95 % = 12 153-31 171) (Lawson et Gosselin, 2018, tableau 12). L'estimation entièrement corrigée est de 207 362 (CV = 0,391) (Lawson et Gosselin, 2018 : tableau 12).

« Stock » de la baie de Fundy et du golfe du Maine

Il semble clair, d'après les documents sources (Lawson et Gosselin, 2018; Palka, 2020), que la couverture spatiale du plateau néo-écossais et de la baie de Fundy par les relevés canadiens (tous des relevés aériens) en 2016 ne chevauchait pas celle des relevés états-uniens de cette année-là. La « meilleure » estimation la plus récente de la taille de ce stock, corrigée pour les biais de perception et de disponibilité, est de 95 543 individus (CV = 0,31; minimum = 74 034) d'après les relevés de 2016 (Hayes *et al.*, 2020). Bien que la couverture des relevés ne se chevauchait pas, on doit supposer que les estimations canadiennes pour la baie de Fundy, et peut-être pour le plateau néo-écossais, en partie ou en totalité, s'appliquent à la même sous-population (ou « stock ») que les relevés états-uniens du golfe du Maine (et vers le sud).

Tendances

La modélisation de la dynamique des populations dans le cadre de l'atelier international IMR/NAMMCO sur la situation du marsouin commun dans l'Atlantique Nord porte à croire qu'il y aurait une lente augmentation récente du « stock » (sous-population) de la baie de Fundy et du golfe du Maine et un lent déclin des deux sous-populations plus septentrionales (NAMMCO et IMR, 2019). Toutefois, lors du même atelier, Lawson (2019, p. 80) a émis une mise en garde : [*Traduction*] « les tendances de l'abondance du marsouin commun dans le Canada atlantique sont difficiles à déterminer, car [...] seuls deux relevés systématiques [...] ont couvert toutes les eaux de l'est du Canada [autres que celles au nord du Labrador]. Le degré de variation entre les estimations des relevés aériens de 2007 [...] et de 2016 [...] (63 232 et 256 355, respectivement) est trop important pour être le seul résultat de la reproduction. Les changements dans la répartition et la date légèrement plus hâtive du relevé en 2007 peuvent avoir causé une grande partie de cette différence au cours de l'intervalle de 9 ans entre les relevés, pour les deux strates canadiennes ».

IMMIGRATION DE SOURCE EXTERNE

Bien qu'il y ait peu de raisons de penser que la population de marsouins communs de l'est du Canada puisse faire l'objet d'une immigration de source externe, les deux sources les plus probables d'individus immigrants seraient les eaux états-uniennes au sud (individus provenant du stock partagé de la baie de Fundy et du golfe du Maine) et les eaux groenlandaises au nord-est. La première de ces sources ne remplit pas vraiment les conditions requises, puisque l'on sait déjà que les déplacements dans les deux sens par la frontière internationale ont lieu régulièrement, ce qui constitue une migration naturelle. Cependant, étant donné les excursions sur de longues distances que les marsouins de l'ouest du Groenland sont réputés entreprendre (Nielsen *et al.*, 2018), une immigration de marsouins de l'ouest du Groenland vers la sous-population de Terre-Neuve-et-Labrador est au moins concevable.

MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS

Étant donné que les marsouins communs fréquentent régulièrement les eaux côtières et intérieures, y compris les baies, les zones de marées et les embouchures de rivières, ils subissent de plein fouet les effets des activités humaines dans les estuaires et la zone côtière ainsi que sur le plateau continental.

Une évaluation au moyen du calculateur de menaces n'a pas été réalisée pour cette espèce.

Les menaces sont présentées en ordre décroissant approximatif d'importance.

Menaces

Pêches (mortalité accidentelle/prises accessoires)

La menace la plus évidente pesant sur le marsouin commun dans l'est du Canada est la mortalité accidentelle (prise accessoire) à cause des pêches commerciales. Les marsouins communs se retrouvent pris dans de nombreux types d'engins, y compris des palangres (à l'occasion), des sennes coulissantes, des chaluts, des fascines, des bordigues, des trémails et des filets maillants, ces derniers comprenant les filets maillants de fond, les filets enchevêtrants et les filets maillants dérivants (Stenson, 2003; NAMMCO et IMR, 2019). À l'échelle de l'aire de répartition, l'enchevêtrement dans les filets maillants est de loin la principale cause des prises accessoires de marsouins communs dans tout l'Atlantique Nord (voir p. ex. Tregenza *et al.*, 1997; Vinther et Larsen, 2004). Les pêches responsables de la majorité de ces prises accessoires sont celles qui utilisent des filets à mailles moyennes à grandes pour pêcher la morue, le merlu, le flétan du Groenland (*Reinhardtius hippoglossoides*), la baudroie d'Amérique (*Lophius americanus*) et la grosse poule de mer (*Cyclopterus lumpus*) (NAMMCO et IMR, 2019). Il convient de souligner que ces pêches sont responsables d'un nombre relativement élevé de prises accessoires de marsouins, non pas seulement en raison des engins utilisés, mais aussi parce que les activités de pêche sont relativement nombreuses dans certaines parties de l'Atlantique Nord.

Au Canada, la plupart des prises accessoires de marsouins communs se faisaient habituellement dans les filets maillants de fond utilisés pour pêcher la morue et d'autres poissons de fond (Fontaine *et al.*, 1994; Stenson, 2003; Lesage *et al.*, 2006; Benjamins *et al.*, 2007). Les données sur les nombreuses prises accessoires de marsouins communs dans tout l'est du Canada et dans la partie états-unienne de l'aire de répartition de la sous-population de la baie de Fundy et du golfe du Maine ont été résumées en détail par Stenson (2003; voir également COSEWIC, 2006). La quantité de prises accessoires déclarées a diminué à la fin des années 1990 et dans les années 2000 en raison de l'épuisement des stocks de poissons de fond et des réductions subséquentes des activités de pêche. Cependant, on s'attendait à ce que les activités de pêche augmentent au fur et à mesure du rétablissement des stocks de poissons et à ce que les prises accessoires augmentent également en l'absence de méthodes pour dissuader les marsouins de s'approcher des filets ou d'un changement des méthodes de pêche. Il n'y a pas eu de surveillance systématique des prises accessoires de marsouins dans la majeure partie de l'aire de répartition de l'espèce dans l'est du Canada depuis le début des années 2000, et aucun effort n'a été fait pour réglementer les activités ou les pratiques de pêche comme moyen de réduire les prises accessoires de marsouins communs (Read, 2013). Toutefois, les réviseurs scientifiques du MPO qui ont examiné une ébauche du présent rapport ont souligné qu'aucune pêche dirigée à la morue n'a lieu actuellement dans la région des Maritimes, sauf pour la pêche pratiquée à partir de navires à engins fixes dans la division 5Z de l'OPANO (Department of Fisheries and Oceans, 2021).

Les prises accessoires de marsouins communs par les pêches commerciales dans la baie de Fundy (principalement les pêches de poissons de fond au filet maillant) ont été documentées (au moins sporadiquement) depuis le début des années 1980 (Gaskin, 1984; Read et Gaskin, 1988). Des efforts ont été faits dans les années 1990 et au début des années 2000 pour surveiller et quantifier les prises accessoires (Trippel *et al.*, 1996, 2004; COSEWIC, 2006), et le MPO a mis en œuvre une stratégie de conservation du marsouin commun dans la baie de Fundy en 1995 (*Harbour Porpoise Conservation Strategy for the Bay of Fundy*, Department of Fisheries and Oceans, 1995). Des essais expérimentaux de dispositifs de dissuasion acoustique (ou bouées acoustiques) et de filets maillants en nylon enduits de sulfate de baryum ont été réalisés dans les années 1990 (Lien *et al.*, 1995; Trippel *et al.*, 1999, 2003). À titre comparatif, des mesures relativement strictes ont été prises dans les eaux des États-Unis, principalement sous la forme de fermetures saisonnières de la pêche au filet maillant et de l'utilisation obligatoire des bouées acoustiques, mais la conformité était loin d'être totale (Read, 2013; Orphanides et Palka, 2013).

Les mesures de conservation appliquées dans les eaux des États-Unis entre 1999 et 2010 n'ont que partiellement réussi à réduire les prises accessoires dans les filets maillants installés dans le golfe du Maine (Orphanides et Palka, 2013); cependant, ces dernières années, le total annuel des prises accessoires de marsouins de la baie de Fundy et du golfe du Maine par les pêches au filet maillant, au chalut de fond et à la fascine dans les eaux canadiennes et états-uniennes combinées a été estimé à moins de 250, ce qui est considéré comme un niveau durable compte tenu du PBP (prélèvement biologique potentiel), qui est de 851 (Hayes *et al.*, 2020). Les renseignements fiables sur les niveaux actuels de prises accessoires sont limités et parcellaires. Se référant spécifiquement au stock de la baie de Fundy et du golfe du Maine, Palka (2019) fait remarquer que les estimations des prises accessoires de marsouins seraient grandement améliorées par une surveillance accrue dans le Canada atlantique, en particulier dans le cas des nombreux « filets à appâts » déployés pour garnir d'appâts les engins de pêche fixes (casiers). Les réviseurs scientifiques du MPO qui ont examiné une ébauche du présent rapport indiquent que, même si de nombreux permis ont été accordés au Canada atlantique pour les filets à appâts (environ 3 400 dans la région du golfe du MPO et environ 1 800 dans la région des Maritimes du MPO), l'activité déclarée en lien avec ces permis est très faible, et on pense donc que les activités de pêche réelles sont peu nombreuses par rapport au nombre de permis (Department of Fisheries and Oceans, 2021).

Les renseignements sur les prises accessoires de marsouins communs dans le golfe du Saint-Laurent proviennent de questionnaires envoyés par la poste aux pêcheurs en 1989, en 1990 et en 1994 (Fontaine *et al.*, 1994; Larrivée, 1996; Department of Fisheries and Oceans, 2001) ainsi qu'en 2000 et en 2001, de même que de programmes d'observateurs à bord dans le cadre de pêches commerciales et sentinelles en 2002 (Lesage *et al.*, 2006). Malgré les nombreux problèmes reconnus concernant l'analyse et l'interprétation des données, il est généralement accepté que la mortalité annuelle attribuable aux prises accessoires dans les années 1980 et au début des années 1990 était de l'ordre de quelques milliers de marsouins communs. Dans le passé, la plupart des prises accessoires avaient lieu en été dans les filets maillants à poisson de fond, le long de

la basse rive nord ainsi que le long des côtes de la Gaspésie et dans la baie des Chaleurs (Fontaine *et al.*, 1994). Tout comme à Terre-Neuve-et-Labrador, il y a eu un changement considérable dans les pêches commerciales du golfe du Saint-Laurent, des déclinés et des échecs de recrutement à grande échelle chez les stocks de poissons de fond ayant entraîné des fermetures de pêches. Les activités de pêche diminuant dans leur ensemble, les prises accessoires ont également diminué, mais sont demeurées « non négligeables » de la fin des années 1980 au début des années 2000 (Lesage *et al.*, 2006).

Au cours des années 1970 et 1980 (et probablement bien avant), le nombre de prises accessoires de marsouins communs, principalement dans les filets maillants à poisson de fond, était élevé à Terre-Neuve-et-Labrador (Department of Fisheries and Oceans, 2001). Les marsouins étaient pris lors de pêches sentinelles au filet maillant à poisson de fond visant à surveiller les stocks épuisés de morue ainsi que lors de pêches à la grosse poule de mer, au flétan du Groenland, à la baudroie d'Amérique et à la raie (*Raja* sp.) (Benjamins *et al.*, 2007). La vaste pêche au hareng et aux poissons de fond comme la plie rouge (*Pseudopleuronectes americanus*) pour servir d'appât dans la pêche au homard contribue probablement aussi à la mortalité chez les marsouins (Benjamins *et al.*, 2007).

D'après Lawson (2019, p. 81), concernant les prises accessoires de marsouins dans l'est du Canada, même s'il y a eu des réductions du nombre de filets maillants depuis l'effondrement de plusieurs stocks de poissons de fond du littoral, ces engins sont toujours utilisés, et, compte tenu des incertitudes relatives au processus d'estimation des prises accessoires, il est impossible de savoir si celles-ci ont augmenté ou diminué.

Dégradation de l'habitat par les perturbations sonores

L'importance du bruit sous-marin comme menace pour les cétacés devient de plus en plus claire au fur et à mesure que la recherche connaît des avancées et que l'échelle spatiale du bruit s'élargit et que l'intensité de ce dernier augmente (Southall *et al.*, 2007), et l'on croit généralement que le marsouin commun est l'une des espèces de mammifères marins les plus sensibles aux perturbations acoustiques, ce qui en fait une espèce clé dans les discussions sur l'impact de l'augmentation du bruit anthropique dans les océans (Tougaard *et al.*, 2015a). Des recherches considérables ont été consacrées à la réactivité aux sons du marsouin commun et à l'estimation des seuils dose-réponse (Tougaard *et al.*, 2015b). Les marsouins communs sont très sensibles au bruit des canons à air (levés sismiques) (Stone et Tasker, 2006; Lucke *et al.*, 2006; Sarnocińska *et al.*, 2020), du battage de pieux (Carstensen *et al.*, 2006; Tougaard *et al.*, 2009a; Brandt *et al.*, 2011; Dähne *et al.*, 2013; Gall *et al.*, 2021) et, possiblement, des sonars militaires (Wright *et al.*, 2013).

Les perturbations dues aux activités génératrices de bruit (voir le tableau A2 et le texte correspondant dans NAMMCO/ISR, 2019) peuvent augmenter le stress et réduire le succès de l'alimentation, ce qui nuit à la survie et à la reproduction (Wisniewska *et al.*, 2018). Le déplacement de petites populations isolées hors de leur habitat préféré pourrait les exposer à un risque élevé d'enchevêtrement dans les engins de pêche, de prédation et d'autres dangers (Forney *et al.*, 2017); toutefois, aucune population correspondant à cette description n'existe dans l'est du Canada. Le déplacement d'individus pendant des heures à des jours sur des distances de dizaines de kilomètres est bien documenté dans les zones où il y a du battage de pieux associé à la construction de parcs éoliens en mer (Brandt *et al.*, 2011, 2018; Gall *et al.*, 2021) et où des levés sismiques sont effectués (Lucke *et al.*, 2009). Dans le cas des pieux installés pour des parcs éoliens, certaines données semblent indiquer que l'échelle spatiale associée à la réactivité des marsouins change avec le temps, peut-être du fait de l'accoutumance ou de la tolérance (Bejder *et al.*, 2009; Graham *et al.*, 2019). Le marsouin commun pourrait être exceptionnellement sensible aux effets de déplacement en raison de son métabolisme élevé et, par conséquent, de son besoin de se nourrir fréquemment (Forney *et al.*, 2017).

Dégradation de l'habitat par le développement industriel et les pratiques aquacoles

L'exploitation extracôtière du pétrole et du gaz et, de plus en plus, l'exploitation extracôtière de l'énergie éolienne, de l'énergie marémotrice et de l'énergie des vagues, sont des sources de préoccupation majeures dans une grande partie de l'aire de répartition du marsouin commun dans l'Atlantique Nord. L'extraction et le transport des hydrocarbures comportent non seulement des risques de fuites et de déversements accidentels, mais introduisent également du bruit sous-marin fort et épisodique (levés sismiques, battage de pieux et positionnement dynamique des navires) et un certain niveau de bruit chronique dans le milieu environnant. Les impacts potentiels de l'exploration et de la production pétrolières sont particulièrement préoccupants dans certaines parties du golfe du Saint-Laurent ainsi que sur le plateau néo-écossais et le plateau de Terre-Neuve.

Le marsouin commun a fait l'objet d'études approfondies portant sur les effets de projets de parcs d'éoliennes extracôtiers en Europe. La première installation à grande échelle de ce type au monde, située dans l'ouest de la mer Baltique danoise, a fait l'objet d'une surveillance acoustique de 2001 (avant la construction; l'installation étant devenue pleinement opérationnelle à la fin de 2003) à 2012. Les clics d'écholocation émis par les marsouins (un indicateur de leur présence) ont d'abord diminué pour atteindre 11 % du niveau de référence de 2001. Leur nombre a ensuite augmenté progressivement (jusqu'à 29 % en 2011-2012), probablement en raison de l'accoutumance des marsouins ou de l'enrichissement de l'environnement résultant de la réduction de la pêche et de l'effet de récif artificiel (Teilmann et Carstensen, 2012). Une étude similaire menée dans un parc éolien de la mer du Nord néerlandaise a permis de constater une augmentation globale de l'activité acoustique entre le niveau de référence et le niveau observé pendant l'exploitation, l'activité acoustique des marsouins étant significativement plus élevée à l'intérieur du parc éolien que dans les zones de référence à l'extérieur de celui-ci. Les auteurs de cette étude (Scheidat *et al.*, 2011) proposent deux hypothèses explicatives : une disponibilité accrue de la nourriture à l'intérieur du parc éolien (effet de récif) et/ou

l'absence de navires dans une partie de la mer du Nord autrement très fréquentée (effet d'abri). Un examen récent (mars 2019) conclut que, bien que la construction de parcs éoliens influe sur la densité d'individus sur des distances allant jusqu'à 25 km (Dähne *et al.*, 2013; Tougaard *et al.*, 2009b), les études qui se sont penchées sur l'exploitation de parcs éoliens ont donné des résultats ambigus, allant d'effets négatifs à long terme (mer Baltique; Teilmann et Carstensen, 2012) à des effets positifs (sud de la mer du Nord; Scheidat *et al.*, 2011), en passant par aucun effet (dans l'est de la mer du Nord; Tougaard *et al.*, 2006; 2009b) (NAMMCO, 2019, p. 17).

La mariculture du saumon a donné lieu à une prolifération de dispositifs de harcèlement acoustique (DHA) (aussi appelés effaroucheurs de phoques) à haute amplitude utilisés pour dissuader les pinnipèdes de s'approcher des fermes salmonicoles dans la baie de Fundy et ailleurs (Strong *et al.*, 1995; Taylor *et al.*, 1997; Johnston et Woodley, 1998). Ces dispositifs produisent des sons de haute intensité à des fréquences comprises dans l'intervalle des fréquences audibles du marsouin commun, et ils peuvent avoir un effet dissuasif sur les individus à des distances de plus de 10 km (Johnston, 2002; Olesiuk *et al.*, 2002; Mikkelsen *et al.*, 2017). Au cours d'expériences menées dans la baie de Fundy, aucun marsouin ne s'est approché à moins de 645 m d'un DHA commercial actif, et les densités d'individus étaient réduites de manière significative à proximité de celui-ci (Johnston, 2002). Il existe un potentiel d'exclusion de l'habitat (c.-à-d. de perte d'habitat) partout dans l'aire de répartition du marsouin commun où des DHA sont utilisés. Les effaroucheurs de phoques sont aussi couramment utilisés, du moins en Europe, pour dissuader les phoques de s'approcher des lieux où des pieux sont battus dans le cadre de projets éoliens extracôtiers (Mikkelsen *et al.*, 2017).

Il existe des données limitées indiquant que les marsouins communs réagissent négativement à la présence de navires grande vitesse à coque planante (Oakley *et al.*, 2017). Les observations visuelles et la surveillance acoustique des marsouins au terminal de gaz naturel liquéfié de Canaport à Saint John, au Nouveau-Brunswick, ont permis à Terhune (2015) d'arriver à cette conclusion quelque peu ambiguë : la présence régulière, quoique réduite, de marsouins lorsque des pétroliers sont présents porte à croire que les marsouins toléreront des niveaux de bruit modérés et les perturbations connexes, mais cela n'indique pas s'ils subissent un stress physiologique.

Les impacts du dragage des fonds marins sur le marsouin commun sont mal connus, mais on peut supposer qu'ils seraient principalement indirects, c.-à-d. qu'ils seraient liés aux impacts sur les espèces proies attribuables à l'entraînement, à la dégradation de l'habitat, au bruit, à la remobilisation des contaminants, à la suspension des sédiments et à la sédimentation, qui peuvent tous affecter les communautés benthiques, épibenthiques et endofauniques (Todd *et al.*, 2015). Une étude des effets de l'extraction de sable sur le marsouin commun près de l'île de Sylt, dans la mer des Wadden allemande, a permis de découvrir des signes d'évitement à court terme de la proximité du navire de dragage, mais aucun signe évident de déplacement important ou à long terme des individus (Diederichs *et al.*, 2010).

Pêches (raréfaction des proies)

Le hareng, une des principales espèces proies, est fortement exploité par les pêches commerciales dans tout l'est du Canada, ce qui crée un potentiel de compétition avec le marsouin commun. Cependant, aucune donnée n'a été publiée pour appuyer ou écarter l'hypothèse selon laquelle cette compétition aurait une incidence sur les marsouins au Canada.

Chasse

L'examen archéologique de tertres côtiers révèle que le marsouin commun était chassé et consommé par les peuples autochtones de l'est du Canada avant l'arrivée des Européens, même si le nombre d'os de marsouins trouvés dans ces tertres est assez faible comparativement à celui des os de pinnipèdes (D. Johnston, cité dans COSEWIC, 2006). Ces habitudes de chasse et de consommation se sont poursuivies dans certaines parties de l'est du Canada tout au long du 19^e siècle et au moins jusqu'au début du 20^e siècle (Leighton, 1937). Le nombre d'individus pris n'a jamais été consigné, mais au moins plusieurs centaines de marsouins auraient été pris dans la baie de Fundy certaines années (Mitchell, 1975). Une chasse limitée pratiquée par la tribu Passamaquoddy dans le Maine s'est poursuivie sporadiquement jusqu'à la fin du 20^e siècle, et les derniers individus auraient été pris en 1997 (Waring *et al.*, 2001). Des marsouins ont été pris à l'occasion par des chasseurs autochtones dans les parties septentrionales de l'aire de répartition dans l'est du Canada (p. ex. un marsouin a été abattu dans le fjord Pangnirtung en 1988; D. Pike, cité dans COSEWIC, 2006) et par des résidents non autochtones de Terre-Neuve-et-Labrador et du Québec (Mitchell, 1975; Laurin, 1976; Alling et Whitehead, 1987) au moins jusque dans les années 1980.

La chasse ne constitue probablement pas une menace importante pour le marsouin commun dans la majeure partie de l'est du Canada aujourd'hui. Il est toutefois chassé « assez régulièrement » (avec le dauphin à flancs blancs de l'Atlantique [*Lagenorhynchus acutus*] et le dauphin à nez blanc [*L. albirostris*]) à Hopedale, au Labrador (McCarney, 2020). La seule zone de l'Atlantique Nord où la chasse pourrait susciter des préoccupations au chapitre de la conservation est l'ouest du Groenland, où l'on estime que plus de 55 000 individus ont été tués entre 1990 et 2017 et que 2 000 individus, voire plus, sont tués pour la consommation locale chaque année (NAMMCO/IMR, 2019).

Pollution chimique

La pollution provenant des centres urbains, de l'industrie, de l'agriculture, des mines et des opérations militaires est omniprésente dans les océans du monde. Les polluants (p. ex. les hydrocarbures aromatiques polycycliques [HAP], les radionucléides, les contaminants inorganiques et les composés organiques tels que les polluants organiques persistants [POP]) pénètrent dans l'habitat du marsouin commun et de ses proies par les décharges d'eaux fluviales, les courants océaniques et le transport atmosphérique ainsi que par des sources ponctuelles locales telles que les rejets d'eaux d'égout et d'effluents d'usines ou d'exploitations minières.

Dans le passé, on s'est inquiété des effets des contaminants organochlorés sur le marsouin commun au Canada (Gaskin, 1992). En 1997, les biphényles polychlorés (BPC) et les boranes chlorés étaient les principaux contaminants, leurs concentrations augmentant généralement selon un gradient nord-sud, les individus de la baie de Fundy et du golfe du Maine présentant les concentrations les plus élevées (Westgate *et al.*, 1997). Westgate *et al.* (1997) rapportent que les concentrations de BPC et de DDT (dichlorodiphényltrichloroéthane) avaient diminué considérablement par rapport à celles documentées par Gaskin *et al.* (1971, 1976, 1983). Les concentrations de composés organochlorés dans les années 1990 étaient semblables à celles observées chez d'autres populations de marsouins communs à la même époque (Westgate *et al.*, 1997).

On ne connaît toujours pas avec certitude les effets de ces produits chimiques anthropiques sur le marsouin commun, même si de nombreux travaux de recherche supplémentaires ont été menés, notamment au Royaume-Uni et en Europe. Une étude cas-témoin utilisant les données d'un schéma d'échouement de mammifères marins à long terme au Royaume-Uni montre que le risque de mortalité par une maladie infectieuse chez le marsouin commun est fonction de l'augmentation de l'exposition aux BPC (Hall *et al.*, 2006). Une étude portant sur 440 marsouins échoués ou pris accidentellement au Royaume-Uni entre 1991 et 2005 conclut que les concentrations cumulées de congénères de BPC avaient diminué lentement au fil du temps, malgré le fait que des mesures de contrôle de la production et de l'utilisation des BPC aient été en place depuis des décennies (Law *et al.*, 2010). Les auteurs de l'étude prédisent donc que les individus les plus contaminés continueront probablement de présenter un risque de mortalité plus élevé lorsqu'ils sont atteints de maladies infectieuses et pensent que des efforts visant à éliminer les rejets de BPC dans l'environnement marin sont toujours nécessaires. Williams *et al.* (2020) soulignent que les profils des congénères chez des marsouins du Royaume-Uni varient en fonction de l'âge et du sexe et réaffirment que, malgré l'interdiction de la production et de l'utilisation des BPC en Europe depuis la fin des années 1980, les concentrations dans le petit lard chez les marsouins du Royaume-Uni restent élevées.

Une autre étude, portant également sur un grand échantillon de marsouins communs échoués au Royaume-Uni, semble indiquer que l'exposition aux BPC est corrélée à un dysfonctionnement du système reproducteur chez les marsouins femelles, soit par des effets de perturbation du système endocrinien, soit par immunosuppression et une augmentation du risque de maladie (Murphy *et al.*, 2015). Selon les auteurs, leurs constatations, lorsqu'elles sont prises en compte parallèlement aux charges en polluants héritées de la lignée maternelle chez les premiers-nés et aux effets épigénétiques générationnels, sont une source d'inquiétude quant aux effets actuels et futurs des BPC à l'échelle des populations de marsouins communs, du moins celles du nord-est de l'Atlantique. Une étude plus récente dans ce domaine (NAMMCO et IMR, 2019) conclut, en résumé, que, même si les individus et les populations présentent une grande variabilité : i) les composés inorganiques (p. ex. le mercure) n'induisent probablement pas d'effets directs, mais peuvent être des facteurs de sensibilité qui potentialisent les effets des POP; ii) les polluants hérités du passé tels que les BPC, les pesticides organochlorés et les produits ignifuges bromés ont eu, et continueront d'avoir, des effets néfastes sur la santé,

possiblement pendant des décennies; et iii) de nouveaux produits chimiques synthétiques continuent d'arriver sur le marché ayant des effets inconnus, mais potentiellement importants, sur le marsouin commun (Bernhardt *et al.*, 2017).

L'ingestion de débris de plastique, y compris des microplastiques, constitue une préoccupation de plus en plus importante en ce qui concerne de nombreux organismes marins, y compris les cétacés (Guzzetti *et al.*, 2018). Cependant, mis à part la confirmation que les marsouins communs ingèrent bel et bien des débris de plastique (Baird et Hooker, 2000; van Franeker *et al.*, 2018) et, notamment, des microplastiques (Nelms *et al.* 2019), il semble que très peu de renseignements sur les effets de cette ingestion soient disponibles dans les études publiées.

Facteurs limitatifs

Il est important de reconnaître que la distinction entre les menaces et les facteurs limitatifs n'est pas toujours claire. Elle peut devenir floue lorsque les activités humaines influent sur l'incidence et la gravité de facteurs qui seraient normalement considérés comme des facteurs limitatifs « naturels ».

Maladies

Les marsouins communs, comme tous les autres mammifères marins, sont exposés à des maladies qui ont une incidence sur la santé à l'échelle de l'individu et des populations (Gulland et Hall, 2005). Cependant, on sait peu de choses sur le rôle des maladies dans la détermination de la dynamique et des tendances des populations de marsouins communs.

Le *Toxoplasma gondii* est un protozoaire parasite zoonotique qui infecte une grande variété de vertébrés marins à sang chaud avec des conséquences parfois fatales. Sa présence chez des marsouins communs de la mer du Nord et de l'est de l'Atlantique Nord a été confirmée, mais sa prévalence semble faible (van de Velde *et al.*, 2016). La pathologie associée à l'infection par le *Brucella ceti* aurait nui à la reproduction chez des marsouins communs mâle et femelle en Europe (Dagleish *et al.*, 2008; Jauniaux *et al.*, 2010). Toujours en Europe, au moins trois herpèsvirus ont été détectés chez des marsouins communs infectés, un de ces virus pouvant provoquer une maladie neurologique cliniquement grave (van Elk *et al.*, 2016).

Efflorescences algales nuisibles

La présence de toxines algales (p. ex. saxitoxines, acide domoïque, brevetoxines), attribuables à des efflorescences algales nuisibles, a été observée dans les tissus de mammifères marins et, dans certains cas, il a été démontré que ces toxines causent des mortalités massives ou y contribuent. En août 2008, une intense prolifération d'*Alexandrium tamarense* (une toxine paralysante des mollusques) dans l'estuaire du Saint-Laurent a été associée à un événement de mortalité massive touchant de multiples espèces, notamment des oiseaux, des pinnipèdes et des cétacés (Starr *et al.*, 2017). Sept marsouins communs (et dix bélugas [*Delphinapterus leucas*]) ont été trouvés morts flottant dans l'estuaire pendant l'efflorescence et, même si l'échantillonnage et l'analyse des tissus

ont été limités (des analyses pathologiques ont été effectuées sur seulement trois marsouins et deux bélugas), les résultats portent fortement à croire que l'*A. tamarensis* a joué un rôle dans ces cas de mortalité (Starr *et al.*, 2017).

Bien que les efflorescences algales toxiques soient d'origine naturelle, de plus en plus de données indiquent que les activités humaines (notamment celles qui ont accentué le réchauffement des océans) ont augmenté l'étendue spatiale, la fréquence et la gravité de ces événements (Van Dolah, 2000, 2005; McCabe *et al.*, 2016).

Changements climatiques

Les changements climatiques ont probablement eu, et continueront d'avoir, une incidence sur le comportement et l'écologie du marsouin commun. Il sera toujours difficile cependant de déterminer les effets nets des changements climatiques, tant en termes de direction et d'échelle que de mécanismes causaux.

Une étude réalisée dans la mer du Nord écossaise (à l'aide d'un petit ensemble de données provenant d'une zone localisée) semble indiquer l'existence d'un lien entre l'incidence de cas d'inanition chez le marsouin commun au printemps et la consommation du lançon de Raitt (*Ammodytes marinus*) (MacLeod *et al.*, 2007). Les auteurs de l'étude avancent que la disponibilité de moins en moins grande de cette importante proie est attribuable aux changements climatiques. Cependant, cette proposition a été largement rejetée par une autre équipe de scientifiques qui a relevé des faiblesses méthodologiques, des biais non pris en compte et des lacunes d'interprétation dans l'étude de MacLeod *et al.* (Thompson *et al.*, 2007).

Nombre de localités

La répartition du marsouin commun dans les eaux de l'est du Canada semble être continue, et il n'existe aucun moyen clair de définir des zones géographiquement ou écologiquement distinctes dans lesquelles un seul événement menaçant pourrait rapidement toucher tous les individus présents. Par conséquent, le concept de localité n'a pas été appliqué à l'espèce.

PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS

Statuts et protection juridiques

Canada

Le marsouin commun est protégé contre certaines activités par la *Loi sur le parc marin du Saguenay-Saint-Laurent* (1997) et le *Règlement sur les mammifères marins* de la *Loi sur les pêches*, dont la dernière modification remonte au 2 novembre 2018 (Government of Canada, 2020). Cependant, ces actes législatifs ne comportent aucune disposition pour évaluer ou limiter la mortalité attribuable aux prises accessoires, la menace la mieux connue et probablement la plus importante.

Au Québec, l'espèce n'est pas inscrite sur la liste des espèces menacées ou vulnérables de la *Loi sur les espèces menacées ou vulnérables* (LEMV) (RLRQ, c. E-12.01). Elle n'est pas non plus sur la *Liste des espèces susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables*, produite conformément à la LEMV.

États-Unis

Les marsouins communs de la sous-population de la baie de Fundy et du golfe du Maine (BDF-GDM) bénéficient de la protection du *Marine Mammal Protection Act* lorsqu'ils se trouvent dans les eaux états-uniennes. En vertu de cette loi, le National Marine Fisheries Service est tenu de publier des évaluations annuelles pour tous les stocks considérés comme « stratégiques » (c.-à-d. ceux qui sont soit inscrits sur la liste de l'*Endangered Species Act* des États-Unis, soit ceux dont les cas de mortalité et de blessures graves causés annuellement par les humains sont supérieurs au prélèvement biologique potentiel, ou PBP; voir Wade, 1998) et des évaluations au moins tous les trois ans pour les stocks non stratégiques. Le PBP le plus récent (2019) pour le stock BDF-GDM est établi à 851, et la moyenne annuelle estimée pour les cas de mortalité et de blessures graves causés par les humains chez les marsouins communs dans le cadre des pêches aux États-Unis est de 217 (CV = 0,15) (Hayes *et al.*, 2020). Bien qu'aucun renseignement ne soit disponible sur les prises accessoires de marsouins communs appartenant à ce stock dans les eaux canadiennes, on a supposé qu'elles étaient « très faibles ». Le stock BDF-GDM n'est donc pas considéré comme stratégique à l'heure actuelle, et aucune protection spéciale ne lui est accordée.

Engagements multilatéraux

Bien que le Canada ne soit pas membre de la Commission des mammifères marins de l'Atlantique Nord (NAMMCO), des scientifiques du gouvernement et non gouvernementaux canadiens participent régulièrement aux évaluations des stocks de marsouins communs de la NAMMCO et à d'autres travaux pertinents (voir NAMMCO, 2019; NAMMCO/IMR, 2019).

Le Canada est signataire de la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES) de 1973. Le marsouin commun figure à l'annexe II de la CITES, qui est la liste des espèces qui, bien que n'étant pas nécessairement menacées actuellement d'extinction, pourraient le devenir si le commerce de leurs spécimens n'était pas étroitement contrôlé. Cependant, il n'existe pas de marché commercial international pour le marsouin commun ou ses produits, et la CITES n'a donc aucune pertinence pratique pour cette espèce.

Politiques de gestion actuelles

Actuellement, il n'y a aucune gestion des activités humaines visant explicitement à protéger ou à conserver le marsouin commun au Canada.

Statut selon le COSEPAC

Cette population a été initialement désignée préoccupante par le COSEPAC en avril 2006. Elle a été réévaluée en mai 2022, et son statut d'espèce préoccupante a été confirmé. Elle n'est pas inscrite comme espèce en péril à l'annexe I de la *Loi sur les espèces en péril*.

Statuts et classements non juridiques

Le Groupe de travail national sur la situation générale attribue à l'espèce la cote N3B (N = national, 3 = vulnérable, B = population reproductrice) à l'échelle nationale. Les cotes infranationales (océan Atlantique) S3N et S3M (S = infranational, 3 = vulnérable, n = population non reproductrice, M = population migratrice) lui sont attribuées.

Le marsouin commun (à l'échelle mondiale) est classé dans la catégorie « préoccupation mineure » de la Liste rouge de l'UICN (Braulik *et al.*, 2020); la population de la mer Baltique est, pour sa part, classée dans la catégorie sous-population « en danger critique » (Hammond *et al.*, 2008); et la population de la mer Noire est classée dans la catégorie sous-espèce « en danger » (Birkun et Frantzis, 2008).

Protection et propriété de l'habitat

Aucune mesure spéciale n'a été prise à l'égard de la protection de l'habitat du marsouin commun ni de la propriété de cet habitat au Canada.

Experts contactés

Jack Lawson, chercheur scientifique, Section des mammifères marins, Pêches et Océans Canada, St. John's (Terre-Neuve-et-Labrador).

Cristiane C. Albuquerque Martins, Parcs Canada

SOURCES D'INFORMATION

Alling, A. et H. Whitehead. 1987. A preliminary study of the status of the whitebeaked dolphin and other small cetaceans off the coast of Labrador. *Canadian Field-Naturalist* 101: 131-135.

Arnold, P.W. 1972. Predation on harbour porpoise, *Phocoena phocoena*, by a white shark, *Carcharodon carcharias*. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 29: 1213-1214.

Bache, S.J. 2001. A primer on take reduction planning under the Marine Mammal Protection Act. *Ocean and Coastal Management* 44: 221-229.

Baird, R.W. et S.K. Hooker. 2000. Ingestion of plastic and unusual prey by a juvenile harbour porpoise. *Marine Pollution Bulletin* 40:719-720.

- Bejder, L, A. Samuels, H. Whitehead, H. Finn et S. Allen. 2009. Impact assessment research: use and misuse of habituation, sensitisation and tolerance in describing wildlife responses to anthropogenic stimuli. *Marine Ecology Progress Series* 395:177-185.
- Ben Chehida, Y., Loughnane, R., Thumloup, J., Kaschner, K., Garilao, C., Rosel, P. E. et Fontaine, M. C. 2021. No leading-edge effect in North Atlantic harbor porpoises: Evolutionary and conservation implications. *Evolutionary Applications* 14: 1588-1611
- Benjamins, S., J.W. Lawson et G.B. Stenson. 2007. Recent harbour porpoise bycatch in gillnet fisheries in Newfoundland and Labrador, Canada. *Journal of Cetacean Research and Management*. 9(3):189-199
- Bernhardt, E S., E.J. Rosi et M.O. Gessner. 2017. Synthetic chemicals as agents of global change. *Frontiers in Ecology and the Environment* 15:84-90.
<https://doi.org/10.1002/fee.1450>
- Birkun Jr., A.A. et A. Frantzis. 2008. *Phocoena phocoena* ssp. *relicta*. IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T17030A6737111.
<https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T17030A6737111.en>
- Bisack, K.D. 1997. Harbor porpoise bycatch estimates in the US New England Multispecies sink gillnet fishery: 1994-1995. *Reports of the International Whaling Commission* 47: 705-714.
- Bjørge, A. 2003. The harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in the North Atlantic: Variability in habitat use, trophic ecology and contaminant exposure. *NAMMCO Scientific Publications* 5:223-228. <http://dx.doi.org/10.7557/3.2749>
- Bjørge, A. et K.A. Tolley. 2018. Harbor porpoise. In B. Würsig, J.G.M. Thewissen and K.M. Kovacs (Eds.), *Encyclopedia of Marine Mammals* (3rd ed.). London: Elsevier Academic Press, London. pp. 586- 592.
- Booth, C. 2020. Food for thought: harbor porpoise foraging behavior and diet inform vulnerability to disturbance. *Marine Mammal Science* 36:195-208.
- Börjesson, P. et A.J. Read. 2003. Variation in timing of conception between populations of the harbor porpoise. *Journal of Mammalogy* 84:948-955.
- Brandt, M.J., A. Diederichs, K. Betke et G. Nehls. 2011. Responses of harbour porpoises to pile driving at the Horns Rev II offshore wind farm in the Danish North Sea. *Marine Ecology Progress Series* 421:205-216. 10.3354/meps08888
- Brandt, M.J., A.C. Dragon, A. Diederichs, M.A. Bellmann et autres. 2018. Disturbance of harbour porpoises during construction of the first seven offshore wind farms in Germany. *Marine Ecology Progress Series* 596:213-232.
<https://doi.org/10.3354/meps12560>
- Braulik, G., G. Minton , M. Amano et A. Bjørge. 2020. *Phocoena phocoena*. The IUCN Red List of Threatened Species. e.T17027A50369903.
<https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-2.RLTS.T17027A50369903.en>

- Bravington, M.V. et K.D. Bisack. 1996. Estimates of harbour porpoise bycatch in the Gulf of Maine sink gillnet fishery, 1990-1993. Reports of the International Whaling Commission 46: 567-74.
- Carstensen J., O.D. Henriksen et J. Teilmann. 2006. Impacts of offshore wind farm construction on harbour porpoises: acoustic monitoring of echolocation activity using porpoise detectors (T-PODs). Marine Ecology Progress Series 321:295-308.
- Caswell, H., S. Brault, A.J. Read et T.D. Smith. 1998. Harbor porpoise and fisheries: an uncertainty analysis of incidental mortality. Ecological Applications 8: 226-38.
- Committee on Taxonomy. (2020). List of marine mammal species and subspecies. Society for Marine Mammalogy. www.marinemammalscience.org.
- COSEWIC. 2006. COSEWIC assessment and update status report on the Harbour Porpoise *Phocoena phocoena* (Northwest Atlantic population) in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. vii + 32 pp. <https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/species-risk-public-registry/cosewic-assessments-status-reports/harbour-porpoise-northwest-atlantic.html>(. [Également disponible en français : COSEPAC. 2006. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le marsouin commun (*Phocoena phocoena*) (population de l'Atlantique Nord-Ouest) au Canada – Mise à jour. Comité sur le statut des espèces en péril au Canada, Ottawa. viii + 38 p. (<https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-public-especes-peril/evaluations-rapports-situations-cosepac/marsouin-commun-atlantique-nord-ouest.html>!.)]
- Cox, T.M., A.J. Read, A. Solow et N. Tregenza. 2001. Will harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) habituate to pingers? Journal of Cetacean Research and Management 3: 81-86.
- Dagleish, M.P., J. Barley, J. Finlayson, R.J. Reid et G. Foster. 2008. Brucella ceti associated pathology in the testicle of a harbour porpoise (*Phocoena phocoena*). Journal of Comparative Pathology 139:54-59.
- Dähne, M., A. Gilles, K. Lucke, V. Peschko, S. Adler, K. Krügel, J. Sundermeyer et U. Siebert. 2013. Effects of pile-driving on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) at the first offshore wind farm in Germany. Environ. Res. Lett. 8:1-15.
- Delarue, J., K. Kowarski, E. Maxner, J. MacDonald et B. Martin. 2018. Acoustic monitoring along Canada's East Coast: August 2015 to July 2017. Document 01279, Version 2.0. Technical report by JASCO Applied Sciences for Environmental Studies Research Fund.
- Department of Fisheries and Oceans. 1995. Harbour porpoise conservation strategy for the Bay of Fundy. (Disponible auprès de : Department of Fisheries and Oceans, Resource Management Branch, P.O. Box 550, Halifax, N.S. B31 2S7.)
- Department of Fisheries and Oceans. 2001. Proceedings of the International Harbour Porpoise Workshop, 26-28 March, 2001, Bedford Institute of Oceanography, Dartmouth, Nova Scotia, Canada. Canadian Science Advisory Secretariat, Proceedings Series 2001/042. 47 55 pp.

- Department of Fisheries and Oceans. 2017. Stock assessment of Canadian Northwest Atlantic Grey Seals (*Halichoerus grypus*). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2017/045. [Également disponible en français : Ministère des Pêches et des Océans. 2017. Évaluation du stock canadien de phoques gris de l'Atlantique Nord-Ouest (*Halichoerus grypus*). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2017/045.]
- Department of Fisheries and Oceans. 2021. Comments on draft status reports by Fisheries and Oceans Canada.
- Diederichs, A., M. Brandt et G. Nehls. 2010. Does sand extraction near Sylt affect harbour porpoises? Wadden Sea Ecosystem 26:199–203.
- Elliser, C.R. et A. Hall. 2021. Return of the Salish Sea harbor porpoise, *Phocoena phocoena*: knowledge gaps, current research, and what we need to do to protect their future. Frontiers in Marine Science 8: 534.
- Fisher, H.D. et R.J. Harrison. 1970. Reproduction in the common porpoise (*Phocoena phocoena*) of the North Atlantic. Journal of Zoology, London 161: 471-486.
- Fontaine, P.-M. et C. Barrette. 1997. Megatestes: Anatomical evidence for sperm competition in the harbour porpoise. Mammalia 61: 65-71, 1997.
- Fontaine, P.-M., C. Barrette, M.O. Hammill et M.C.S. Kingsley. 1994. Incidental catches of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the Gulf of St. Lawrence, and the St. Lawrence River estuary, Quebec, Canada. Reports of the International Whaling Commission, Special Issue 15: 159-163.
- Fontaine, P.-M., M.O. Hammill, C. Barrette et M.C.S. Kingsley. 1994. Summer diet of the harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in the estuary and the northern Gulf of St. Lawrence. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 51: 172-78.
- Forney, K.A., B.L. Southall, E. Slooten, S. Dawson, A.J. Read, R.W. Baird et R.L. Brownell, Jr. 2017. Nowhere to go: noise impact assessments for marine mammal populations with high site fidelity. Endangered Species Research 32:391-413.
- Galatius, A. et P. E. Gol'din. 2011. Geographic variation of skeletal ontogeny and skull shape in the harbour porpoise (*Phocoena phocoena*). Canadian Journal of Zoology 89.9:869-879.
- Gall, B.L., I.M. Graham, N.D. Merchant et P.M. Thompson. 2021. Broad-scale responses of harbor porpoises to pile-driving and vessel activities during offshore windfarm construction. Frontiers in Marine Science 8: 735.
- Gannon, D.P., J.E. Craddock et A.J. Read. 1998. Autumn food habits of harbor porpoises, *Phocoena phocoena*, in the Gulf of Maine. Fishery Bulletin, U.S. 96: 428-37.
- Gaskin, D.E. 1984. The harbour porpoise *Phocoena phocoena* (L.): regional populations, status, and information on direct and indirect catches. Reports of the International Whaling Commission 34: 569-586.
- Gaskin, D.E. 1992. Status of the harbour porpoise, *Phocoena phocoena*, in Canada. Canadian Field-Naturalist 196: 36-54.

- Gaskin D.E., R. Frank et M. Holdrinet. 1983. Polychlorinated biphenyls in harbour porpoises *Phocoena phocoena* (L) from the Bay of Fundy, Canada and adjacent waters, with some information on chlordane and hexachlorobenzene levels. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 12:211-219.
- Gaskin D.E., M. Holdrinet et R. Frank. 1971. Organochlorine pesticide residues in harbour porpoises from the Bay of Fundy region. Nature 233:499-500.
- Gaskin D.E., M. Holdrinet et R. Frank. 1976. DDT residues in blubber of harbour porpoise, *Phocoena phocoena* (L.), from eastern Canadian waters during the five-year period 1969-1973. Mammals in the Seas, FAO Fisheries Series No. 5, Vol. IV, pp. 135-143.
- Gaskin, D.E., G.J.D. Smith, A.P. Watson, W.Y. Yasui et D.B. Yurick. 1984. Reproduction in the porpoises (Phocoenidae): implications for management. Reports of the International Whaling Commission, Special Issue 6: 135-148.
- Gaskin, D.E. et A.P. Watson. 1985. The harbour porpoise, *Phocoena phocoena*, in Fish Harbour, New Brunswick, Canada: occupancy, distribution and movements. Fishery Bulletin 83: 427-442.
- Gilles, A., Th. Gunnlaugsson, B. Mikkelsen, D.G. Pike et G.A. Víkingsson. 2011. Harbour porpoise *Phocoena phocoena* summer abundance in Icelandic and Faroese waters, based on aerial surveys in 2007 and 2010. NAMMCO Scientific Committee Document SC/18/AESP11.
- Government of Canada. 2020. Marine Mammal Regulations, SOR/93-56 (Consolidation). <https://laws-lois.justice.gc.ca/PDF/SOR-93-56.pdf>. [Également disponible en français : Gouvernement du Canada. 2020. Règlement sur les mammifères marins, DORS/93-56 (Codification). <https://laws-lois.justice.gc.ca/PDF/SOR-93-56.pdf>.]
- Graham, I.M., N.D. Merchant, A. Farcas et T.R. Barton. 2019. Harbour porpoise responses to pile-driving diminish over time. Royal Society Open Science 6(6):190335. <https://royalsocietypublishing.org/doi/10.1098/rsos.190335>
- Guzzetti, E., A. Sureda, S. Tejada Gavela et C. Faggio. 2018. Microplastic in marine organism: environmental and toxicological effects. Environmental Toxicology and Pharmacology 64. DOI: 10.1016/j.etap.2018.10.009
- Hall, A.J., K. Hugunin, R. Deaville, R.J. Law, C.R. Allchin et P.D. Jepson. 2006. The risk of infection from polychlorinated biphenyl exposure in the harbor porpoise (*Phocoena phocoena*): A case-control approach. Environmental Health Perspectives 114(5):704–711.
- Hammond, P.S., G. Bearzi, A. Bjørge, K.A. Forney, L. Karczmarski, T. Kasuya, W. Perrin, M.D. Scott, J.Y. Wang, R.S. Wells et B. Wilson. 2008. *Phocoena phocoena* (Baltic Sea subpopulation) (version corrigée publiée en 2016). IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T17031A98831650. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T17031A6739565.en>

- Hammond, P.S., C. Lacey, A. Gilles, S. Viquerat, P. Börjesson, H. Herr, K. Macleod, V. Ridoux, M.B. Santos, M. Scheidat, J. Teilmann, J. Vingada et N. Øien. 2017. Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2016 from the SCANS-III aerial and shipboard surveys. Wageningen Marine Research. <https://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/fulltext/414756>.
- Haug, T., G. Desportes, G.A. Vikiingssson et L. Witting (editors). 2003. Harbour Porpoises in the North Atlantic. NAMMCO Scientific Publications, Volume 5. Scientific Committee, North Atlantic Marine Mammal Commission, Tromsø, Norway. 315 pp.
- Hayes, S.A., E. Josephson, K. Maze-Foley et P.E. Rosel. (editors). 2020. US Atlantic and Gulf of Mexico Marine Mammal Stock Assessments – 2019. NOAA Technical Memorandum NMFS-NE-264.
- Hoek, W. 1992. An unusual aggregation of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). Marine Mammal Science 8: 152-55.
- International Whaling Commission. 1996. Report of the Sub-Committee on Small Cetaceans, Annex H. Reports of the International Whaling Commission 46: 161-179.
- Jaramillo-Legorreta, A.M., G. Cardenas-Hinojosa, E. Nieto-Garcia, L. Rojas-Bracho, L. Thomas, J.M.V. Hoef, J. Moore, B. Taylor, J. Barlow et N. Tregenza. 2019. Decline towards extinction of Mexico's vaquita porpoise (*Phocoena sinus*). Royal Society Open Science 6:190598.
- Jauniaux, T. P., C. Brenez, D. Fretin, J. Godfroid, J. Haelters, T. Jacques, F. Kerckhof, J. Mast, M. Sarlet et F.L. Coignoul. 2010. *Brucella ceti* infection in harbor porpoise (*Phocoena phocoena*). Emerging Infect. Dis. 16:1966–1968.
- Jean-Gagnon, F. 2021. Communication personnelle adressée à Hal Whitehead provenant de F. J.-G., Conseil de gestion des ressources fauniques de la région marine du Nunavik, 22 mars 2021.
- Jefferson, T.A. et B.E. Curry. 1994. A global review of porpoise (Cetacea: Phocoenidae) mortality in gillnets. Biological Conservation 67:167-183.
- Jefferson, T.A., P.A. Stacey et R.W. Baird. 1991. A review of killer whale interactions with other marine mammals: predation to co-existence. Mammal Review 21:151-180.
- Johnston, D.W. 2002. The effect of acoustic harassment devices on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the Bay of Fundy, Canada. Biological Conservation 108:113-118.
- Johnston, D.W. et T.H. Woodley. 1998. A survey of acoustic harassment device (AHD) use in the Bay of Fundy, NB, Canada. Aquatic Mammals 24:51-61.
- Keener, W., M.A. Webber, I.D. Szczepaniak, T.M. Markowitz et D.N. Orbach. 2018. The sex life of Harbor Porpoises (*Phocoena phocoena*): Lateralized and aerial behavior. Aquatic Mammals 44:620-632.
- Kingsley, M.C.S. et R.R. Reeves. 1998. Aerial surveys of cetaceans in the Gulf of St. Lawrence in 1995 and 1996. Canadian Journal of Zoology 76:1529-1550.

- Koopman, H.N. 1998. Topographical distribution of the blubber of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *Journal of Mammalogy* 79: 260-270.
- Koopman, H.N. 2001. The structure and function of the blubber of odontocetes. Ph.D. Dissertation, Nicholas School of the Environment and Earth Sciences, Duke University, Durham, NC. 406 pp.
- Koopman, H.N. et D.E. Gaskin. 1994. Individual and geographic variation in pigmentation patterns of the harbour porpoise, *Phocoena phocoena* (L.). *Canadian Journal of Zoology* 72: 135-143.
- Koopman, H.N., D.A. Pabst, W.A. McLellan, R.M. Dillaman et A.J. Read. 2002. Changes in blubber distribution and morphology associated with starvation in the harbour porpoise (*Phocoena phocoena*): Evidence for regional variation in blubber structure and function. *Physiological and Biochemical Zoology* 75: 498-512.
- Kowarski, K. 2021. Communication personnelle adressée à H. Whitehead provenant de K.K., JASCO Applied Sciences.
- Kraus, S.D., A.J. Read, A. Solow, K. Baldwin, T. Spradlin, E. Anderson et J. Williamson. 1997. Acoustic alarms reduce porpoise mortality. *Nature* 388:525.
- Laake, J.L., J. Calambokidis, S.D. Osmeck et D.J. Rugh. 1997. Probability of detecting harbor porpoise from aerial surveys: estimating $g(0)$. *Journal of Wildlife Management* 61:63-75.
- Laurin, J. 1976. Preliminary study of the distribution, hunting and incidental catch of harbour porpoise, *Phocoena phocoena* L. in the Gulf and Estuary of the St. Lawrence. Advisory Committee on Marine Resources Research/MM/SC/93. FAO Scientific Consultation on Marine Mammals, Bergen, Norway.
- Law, R.J., J. Barry, J.L. Barber, P. Bersuder, R. Deaville, R.J. Reid et others. 2012a. Contaminants in cetaceans from UK waters: Status as assessed within the Cetacean Strandings Investigation Programme from 1990 to 2008. *Marine Pollution Bulletin*, 64:1485-1494. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.05.024>
- Law, R.J., P. Bersuder, J. Barry, R.J. Deaville et P.D. Jepson. 2010. Chlorobiphenyls in the blubber of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from the UK: Levels and trends 1991–2005. *Marine Pollution Bulletin* 60:470-473
- Law, R. J., T. Bolam, D. James, J. Barry, R. Deaville, R.J. Reid et autres. 2012. Butyltin compounds in liver of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from the UK prior to and following the ban on the use of tributyltin in antifouling paints (1992-2005 & 2009). *Marine Pollution Bulletin*, 64(11), 2576-2580. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X12003359>
- Lawson, J.W. 2019. Area status report: Eastern Canada. Annex 2, pages 80-83 in NAMMCO/IMR (2019).
- Lawson, J.W., S. Benjamins et G. Stenson. 2004. Harbour porpoise bycatch estimates for Newfoundland's 2002 nearshore cod fishery. *Canadian Science Advisory Secretariat Research Document* 2004/066. 29 pp.

- Lawson, J.W. et J.-F. Gosselin. 2009. Distribution and preliminary abundance estimates for cetaceans seen during Canada's marine megafauna survey – a component of the 2007 TNASS. Canadian Science Advisory Secretariat Research Document 2009/031.
- Lawson, J.W. et J.-F. Gosselin. 2018. Estimates of cetacean abundance from the 2016 NAISS aerial surveys of eastern Canadian waters, with a comparison to estimates from the 2007 TNASS. NAMMCO Scientific Committee document SC/25/AE/09.
- Leighton, A.H. 1937. The twilight of the Indian porpoise hunters. *Natural History* 40:410-416, 458.
- Leopold M.F., L. Begeman, J.D.L. van Bleijswijk, L.L. Ijsseldijk, H.J. Witte et A. Groñne. 2015. Exposing the grey seal as a major predator of harbour porpoises. *Proceedings of the Royal Society B* 282: 20142429. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2014.2429>
- Lesage, V., J. Keays, S. Turgeon et S. Hurtubise. 2006. Bycatch of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the gillnet fishery of the Estuary and Gulf of St. Lawrence, 2000-2002. *Journal of Cetacean Research and Management* 8:67-78.
- Lien J., C. Hood, D. Pittman, P. Ruel et autres. 1995. Field tests of acoustic devices on groundfish gillnets: assessment of effectiveness in reducing harbour porpoise bycatch. Pages 349–364 *in* R.A. Kastelein, J.A. Thomas and P.E. Nachtigall (editors). *Sensory systems of aquatic mammals*. De Spil Publishers, Woerden, The Netherlands.
- Lien, J. 1989. Incidental catch of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in waters off Newfoundland and Labrador: some estimates based on present data and a request for further study. CAFSAC WP/89/168, 6 pp.
- Lien, J. 2001. The conservation basis for the regulation of whale watching in Canada by the Department of Fisheries and Oceans: a precautionary approach. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 2363.
- Lien, J., G.B. Stenson, S. Carver et J. Chardine. 1994. How many did you catch? The effect of methodology on bycatch reports obtained from fishermen. *Reports of the International Whaling Commission Special Issue* 5:535-540.
- Lockyer, C. 1995. Investigation of aspects of the life history of the harbour porpoise, *Phocoena phocoena*, in British waters. *Reports of the International Whaling Commission, Special Issue* 16: 189-209.
- Lockyer, C. 2007. All creatures great and smaller: a study in cetacean life history energetics. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 87:1035-1045. <https://doi.org/10.1017/S0025315407054720>
- Lockyer, C., M.P. Heide-Jørgensen, J. Jensen, C.C. Kinze et T. Buus Sørensen. 2001. Age, length and reproductive parameters of harbour porpoises *Phocoena phocoena* (L.) from West Greenland. *ICES Journal of Marine Science* 58: 154-162.
- Lockyer, C. et C. Kinze. 2003. Status, ecology and life history of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*), in Danish waters. *NAMMCO Scientific Publications* 5:143-175.

- Lucke K., U. Siebert, P.A. Lepper et M-A. Blanchet. 2009. Temporary shift in masking hearing thresholds in a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) after exposure to seismic airgun stimuli. *Journal of the Acoustical Society of America* 125(6):4060-4070.
- MacLeod, C.D., G.J. Pierce et M. Begoña Santos. 2007. Starvation and sandeel consumption in harbour porpoises in the Scottish North Sea. *Biology Letters* 3:535-536. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2007.0298>
- MacLeod R, C.D. MacLeod, J.A. Learmonth, P.D. Jepson, R.J. Reid, R. Deaville et G.J. Pierce. 2007. Mass-dependent predation risk and lethal dolphin–porpoise interactions. *Proceedings of the Royal Society B.* 274, 2587-2593. (<https://doi.org/10.1098/rspb.2007.0786>)
- Marsh, H. et D.F. Sinclair. 1989. Correcting for visibility bias in strip transect aerial surveys of aquatic fauna. *Journal of Wildlife Management* 53:1017-1024.
- McCabe, R.M., B.M. Hickey, R.M. Kudela, K.A. Lefebvre, N.G. Adams, B.D. Bill, F.M.D. Gulland, R.E. Thomson, W.P. Cochlan et V.L. Trainer. 2016. An unprecedented coastwide toxic algal bloom linked to anomalous ocean conditions. *Geophysical Research Letters* 43:10,366-10,376. <https://doi.org/10.1002/2016GL070023>
- McCarney, P. 2020. Communication personnelle adressée à Steve Ferguson provenant de P.M., directeur de recherche, Kaujisannimi AngajukkKâk, gouvernement du Nunatsiavut.
- McLellan, W.A., H.N. Koopman, S.A. Rommel, A.J. Read, C.W. Potter, J.R. Nicolas, A.J. Westgate et D.A. Pabst. 2002. Ontogenetic allometry and body composition of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*, L.) from the western North Atlantic. *Journal of Zoology, London* 257:457-472.
- Mikkelsen, B. 2019. Area status report: Faroe Islands. Annex 5, pages 99-103 in NAMMCO/IMR (2019).
- Mikkelsen, L., L. Hermannsen, K. Beedholm, P.T. Madsen et J. Tougaard. 2017. Simulated seal scarer sounds scare porpoises, but not seals: species-specific responses to 12 kHz deterrence sounds. *Royal Society Open Science* 4:170286.
- Mitchell, E. 1975. Porpoise, Dolphin and Small Whales Fisheries of the World: Status and Problems. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, Morges, Switzerland. IUCN Monograph 3:129 pp.
- Murphy, S., J.L., Barber, J.A. Learmonth, F.L. Read, R. Deaville, M.W. Perkins et autres. 2015. Reproductive failure in UK Harbour Porpoises *Phocoena phocoena*: Legacy of pollutant exposure? *PLOS ONE* 10(7), e0131085. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0131085>
- Murray, K.T., A.J. Read et A.R. Solow. 2000. The use of time/area closures to reduce bycatches of harbour porpoises: lessons from the Gulf of Maine sink gillnet fishery. *Journal of Cetacean Research and Management* 2: 135-141.

- NAMMCO (North Atlantic Marine Mammal Commission). 2013. Report of the Scientific Committee Working Group on Harbour Porpoises, 4-6 November 2013, Copenhagen, Denmark. <http://nammco.wpengine.com/wp-content/uploads/2016/09/NAMMCO-HPWG-2013-Final-Report.pdf>
- NAMMCO (North Atlantic Marine Mammal Commission). 2019. Report of the NAMMCO Scientific Committee Working Group on Harbour Porpoise, 19- 22 March, Copenhagen, Denmark. https://nammco.no/wp-content/uploads/2019/02/final-report_hpwg-2019.pdf
- NAMMCO (North Atlantic Marine Mammal Commission) et IMR (Norwegian Institute of Marine Research). 2019. Report of the Joint IMR/NAMMCO International Workshop on the Status of Harbour Porpoises in the North Atlantic. North Atlantic Marine Mammal Commission, Tromsø, Norway. https://nammco.no/wp-content/uploads/2020/03/final-report_hpws_2018_rev2020.pdf
- National Marine Fisheries Service. 1999. Listing of Gulf of Maine/Bay of Fundy population of harbor porpoise as threatened under the Endangered Species Act. Federal Register 64: 465-471. January 05, 1999.
- National Marine Fisheries Service. 2001. Status review of the Gulf of Maine/Bay of Fundy population of harbor porpoise under the Endangered Species Act. Federal Register 66: 40176-40187. August 02, 2001.
- Neimanis, A.S. 1996. Ontogeny and seasonal regression of testes of the harbour porpoise (*Phocoena phocoena*, L.). Mémoire de maîtrise ès sciences, University of Guelph, Guelph, Ontario. 162 pp.
- Neimanis, A.S., A.J. Read, R.A. Foster et D.E. Gaskin. 2000. Seasonal regression in testicular size and histology of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*, L.) from the Bay of Fundy and Gulf of Maine. Journal of Zoology, London 250: 221-29.
- Nelms, S.E., J. Barnett, A. Brownlow et autres. 2019. Microplastics in marine mammals stranded around the British coast: ubiquitous but transitory? Scientific Reports 9:1075. <https://www.nature.com/articles/s41598-018-37428-3>
- Nielsen, N.H., J. Teilmann, S. Sveegaard, R.G. Hansen, M-K.S. Sinding, R. Dietz et M.P. Heide-Jørgensen. 2018. Oceanic movements, site fidelity and deep diving in harbour porpoises from Greenland show limited similarities to animals from the North Sea. Marine Ecology Progress Series, 597:259-272.
- Oakley, J.A., A.T. Williams et T. Thomas. 2017. Reactions of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) to vessel traffic in the coastal waters of South West Wales, UK. Ocean & Coastal Management 138:158–169.
- Ólafsdóttir, D., G.A. Víkingsson, S.D. Halldórsson et J. Sigurjónsson, J. 2003. Growth and reproduction in harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in Icelandic waters. NAMMCO Scientific Publications 5:195-210. <https://doi.org/10.7557/3.2747>
- Olesiuk, P.F., L.M. Nichol, P.J. Sowden et J.K.B. Ford. 2002. Effect of the sound generated by an acoustic deterrent device on the relative abundance and distribution of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in Retreat Passage, British Columbia. Marine Mammal Science 18:843-862.

- Orphanides, C.D. et D.L. Palka. 2013. Analysis of harbor porpoise gillnet bycatch, compliance, and enforcement trends in the US northwestern Atlantic, January 1999 to May 2010. *Endangered Species Research* 20:251-269.
- Palka D. 1995a. Abundance estimate of the Gulf of Maine harbor porpoise. *Reports of the International Whaling Commission, Special Issue 16*: 27-50.
- Palka, D. 1995b. Influences on spatial patterns of Gulf of Maine harbor porpoises. pp. 69-75 *In*: A.S. Blix, L. Walløe and Ø. Ulltang (eds.) *Whales, seals, fish and man*. Elsevier Science B.V. The Netherlands.
- Palka D. 2012. Cetacean abundance estimates in US northwestern Atlantic Ocean waters from summer 2011 line transect survey. US Department of Commerce, Northeast Fisheries Science Center Reference Document 12-29. 37 pp. Disponible auprès du : National Marine Fisheries Service, 166 Water Street, Woods Hole, MA 02543-1026, ou <http://www.nefsc.noaa.gov/nefsc/publications/>.
- Palka, D. 2019. Area status report: US (Gulf of Maine/Bay of Fundy). Annex 1, Pages 74-83 in NAMMCO et IMR (2019).
- Palka, D. 2020. Cetacean abundance in the US northwestern Atlantic Ocean summer 2016. Northeast Fisheries Science Center Reference Document 20-05. 60 pp. <https://apps-nefsc.fisheries.noaa.gov/rcb/publications/crd2005.pdf>
- Palka, D.L., A.J. Read, A.J. Westgate et D.W. Johnston. 1996. Summary of current knowledge of harbour porpoises in US and Canadian Atlantic waters. *Reports of the International Whaling Commission* 46: 559-565.
- Podt, A.E. et L.L. IJsseldijk. 2017. Grey seal attacks on harbour porpoises in the eastern Scheldt: cases of survival and mortality. *Lutra* 60:105-116.
- Read, A.J. 1990a. Reproductive seasonality in harbour porpoises, *Phocoena phocoena*, from the Bay of Fundy. *Canadian Journal of Zoology* 68:284-88.
- Read, A.J. 1990b. Age at sexual maturity and pregnancy rates of harbour porpoises *Phocoena phocoena* from the Bay of Fundy. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47:561-565.
- Read, A.J. 1999. Harbour porpoise *Phocoena phocoena* (Linnaeus, 1758). Pages 323-355 *in* S.H. Ridgway and R. Harrison, editors. *Handbook of marine mammals*. Vol. 6: The second book of dolphins and the porpoises. Academic Press, San Diego.
- Read, A.J. 2001. Trends in the maternal investment of harbour porpoises are uncoupled from the dynamics of their primary prey. *Proceedings of the Royal Society, London B* 268: 573-577.
- Read. A.J. 2013. Development of conservation strategies to mitigate the bycatch of harbor porpoises in the Gulf of Maine. *Endangered Species Research* 20:235-250.
- Read, A.J. et D.E. Gaskin. 1988. Incidental catch of harbour porpoises by gill nets. *Journal of Wildlife Management* 52: 517-523.

- Read, A.J. et D.E. Gaskin. 1990. Changes in growth and reproduction of harbour porpoises, *Phocoena phocoena*, from the Bay of Fundy. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47: 2158-63.
- Read, A.J. et A.A. Hohn. 1995. Life in the fast lane: the life history of harbor porpoises from the Gulf of Maine. *Marine Mammal Science* 11: 423-40.
- Read, A.J., H.N. Koopman et A.J. Westgate. 1999. Memories: David Edward Gaskin 1939-1998. *Marine Mammal Science* 15:616-618.
- Read, A.J. et K.A. Tolley. 1997. Postnatal growth and allometry of harbour porpoises from the Bay of Fundy. *Canadian Journal of Zoology* 75: 122-30.
- Read, A.J. et P.R. Wade. 2000. Status of marine mammals in the United States. *Conservation Biology* 14: 929-940.
- Read, A.J. et A.J. Westgate. 1997. Monitoring the movements of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) with satellite telemetry. *Marine Biology* 130: 315-322.
- Read, A.J., P.R. Wiepkema et P.E. Nachtigall, editors. 1997. *The Biology of the Harbour Porpoise*. De Spil, Woerden, The Netherlands.
- Recchia, C.R. et A.J. Read. 1989. Stomach contents of harbour porpoises, *Phocoena phocoena*, from the Bay of Fundy. *Canadian Journal of Zoology* 67: 2140-2146.
- Richardson, S.F. 1992. Growth and reproduction of the harbour porpoise, *Phocoena phocoena* (L.), from eastern Newfoundland. *Mémoire de maîtrise ès sciences*, Memorial University of Newfoundland. 102 pp.
- Chavez-Rosales, S., M.C. Lyssikatos et J. Hatch. 2018. Estimates of cetacean and pinniped bycatch in northeast and mid-Atlantic bottom trawl fisheries, 2012-2016. *NOAA Technical Memorandum NMFS-NE-250*: 29 pp.
- Rosel, P.E., A.E. Dizon et M.G. Haygood. 1995. Variability of the mitochondrial control region in populations of the harbour porpoise, *Phocoena*, on interoceanic and regional scales. *Canadian Journal of Zoology* 52: 1210-1219.
- Rosel, P.E., S.C. France, J.Y. Wang et T.D. Kocher. 1999a. Genetic structure of harbour porpoise *Phocoena phocoena* populations in the northwest Atlantic based on mitochondrial and nuclear markers. *Molecular Ecology* 8:S41-S54.
- Rosel, P.E., R. Tiedmann et M. Walton. 1999b. Genetic evidence for limited trans-Atlantic movements of the harbor porpoise *Phocoena phocoena*. *Marine Biology* 133: 583-591.
- Ross, H.M. et B. Wilson. 1996. Violent interactions between bottlenose dolphins and harbour porpoises. *Proceedings of the Royal Society London B* 263:283-86.
- Sarnocińska, J., J. Teilmann, J.D. Balle, F.M. van Beest, M. Delefosse et J. Tougaard. 2020. Harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) reaction to a 3D seismic airgun survey in the North Sea. *Frontiers in Marine Science*: <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00824>

- Savard, J.-P., D. van Proosdij et S. O'Carroll. 2016. Perspectives on Canada's East Coast region; in *Canada's Marine Coasts in a Changing Climate*, (ed.) D.S. Lemmen, F.J. Warren, T.S. James and C.S.L. Mercer Clarke; Government of Canada, Ottawa, ON, p. 99-152. [Également disponible en français : Savard, J.-P., D. van Proosdij et S. O'Carroll. 2016. Perspectives relatives à la région de la côte Est du Canada, dans *Le littoral maritime du Canada face à l'évolution du climat*. D.S. Lemmen, F.J. Warren, T.S. James et C.S.L. Mercer Clarke (dir. de la publication), gouvernement du Canada, Ottawa (Ontario), 2016, p. 99-152.]
- Scheidat, M., J. Tougaard, S. Brasseur, J. Carstensen, T. van Polanen Petel, J. Teilmann et P. Reijnders. 2011. Harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) and wind farms: a case study in the Dutch North Sea. *Environmental Research Letters* 6(2):025102.
- Shepherd, P. 2021. Correspondance par courriel adressée à H, Whitehead, 9 mars 2021.
- Smith, R.J. et A.J. Read. 1992. Consumption of euphausiids by harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) calves in the Bay of Fundy. *Canadian Journal of Zoology* 70: 1629-1632.
- Sørensen, P.M. et autres. 2018. Click communication in wild harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *Scientific Reports* 8: 9702.
- Southall, B.L., A.E Bowles, W.T. Ellison, J.J., Finneran et autres. 2007. Marine mammal noise exposure criteria: initial scientific recommendations. *Aquatic Mammals* 33:411–521.
- Starr, M., S. Lair, S. Michaud, M. Scarratt, M. Quilliam, D. Lefavre et autres. 2017. Multispecies mass mortality of marine fauna linked to a toxic dinoflagellate bloom. *PLoS ONE* 12(5): e0176299. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0176299>
- Stenson, G.B. 2020. Communication personnelle adressée à R.R. Reeves.
- Stenson, G.B. 2003. Harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in the North Atlantic: abundance, removals and sustainability of removals. *NAMMCO Scientific Publications* 5:271-302.
- Stenson, G.B. et D.G. Reddin. 1990. [Abstract]. Incidental catches of small cetaceans in drift nets during salmon tagging experiments in the Northwest Atlantic. Report of the International Whaling Commission Symposium on mortality of cetaceans in passive fishing nets and traps, La Jolla, California, 20-21 October 1990: 46.
- Stern, S.J., W. Keener, I.D. Szczepaniak et M.A. Webber. 2017. Return of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) to San Francisco Bay. *Aquatic Mammals* 43:691-702. <https://doi.org/10.1578/AM.43.6.2017.691>
- Stone, C.J. et M.L. Tasker. 2006. The effects of seismic airguns on cetaceans in UK waters. *Journal of Cetacean Research and Management* 8:255-263.
- Stringell, T., D. Hill, D. Rees, F. Rees, P. Rees, G. Morgan, L. Morgan et C. Morris. 2015. *Predation of Harbour Porpoises (Phocoena phocoena) by Grey Seals (Halichoerus grypus) in Wales*. *Aquatic Mammals* 41:188-191.

- Strong, M.B., E.A. Trippel, D.S. Clark, J.D. Neilson et B.D. Chang. 1995. Potential impacts on the use of acoustic deterrents (ADDs) on marine mammals in the Quoddy region based on a study conducted in British Columbia waters. DFO Atlantic Fisheries Research Document 95/127.
- Taylor, B.L., S.J. Chivers, J. Larese et W.F. Perrin. 2007. Generation length and percent mature estimates for IUCN assessments of cetaceans. US National Marine Fisheries Service, Southwest Fisheries Science Center, Administrative Report LJ-07-01.
- Taylor, V.J., D.W. Johnston et W.C. Verboom. 1997. Acoustic harassment device (AHD) use in the aquaculture industry and implications for marine mammals. Proceedings of the Institute of Acoustics 19: 267-275.
- Teilmann, J. et J. Carstensen. 2012. Negative long term effects on harbor porpoises from a large scale offshore wind farm in the Baltic—evidence of slow recovery. Environmental Research Letters 7:045101.
- Tielmann, J. et R. Dietz. 1998. Status of the harbour porpoise in Greenland. Polar Biology 19:211-220.
- Terhune, J. 2015. Harbour porpoise presence near oil tankers. Proceedings of the Acoustics Week in Canada 43(3). <https://jcaa.caa-aca.ca/index.php/jcaa/article/view/2755>
- Thompson, P., Ingram, S., Lonergan, M., Northridge, S., Hall, A. et Wilson, B. 2007. Climate change causing starvation in harbour porpoises? Biology Letters 3:533-535.
- Todd, V.L.G., I.B. Todd, J.C. Gardiner, E.C.N. Morrin, N.A. MacPherson, N.A. DiMarzio et F. Thomsen. 2015. A review of impacts of marine dredging activities on marine mammals. ICES Journal of Marine Science 72: 28-340
- Tolley, K.A., G.A. Vikingsson et P.E. Rosel. 2001. Mitochondrial DNA sequence variation and phylogeographic patterns in harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from the North Atlantic. Conservation Genetics 2: 349-361.
- Tougaard, J. 2019. Disturbance. pp. 17-22 in NAMMCO et IMR (2019).
- Tougaard, J., J. Carstensen, J. Teilmann, H. Skov et P. Rasmussen. 2009a. Pile driving zone of responsiveness extends beyond 20 km for harbor porpoises (*Phocoena phocoena* (L.)). Journal of the Acoustical Society of America 126:11-14. <https://doi.org/10.1121/1.3132523>
- Tougaard, J., O.D. Henriksen et L.A. Miller. 2009b. Underwater noise from three types of offshore wind turbines: estimation of impact zones for harbor porpoises and harbor seals. Journal of the Acoustical Society of America 125:3766-3773. <https://doi.org/10.1121/1.3117444>
- Tougaard, J., A.J. Wright et P.T. Madsen 2015a. Noise exposure criteria for harbor porpoises. Pages 1167-1173 in A.N. Popper, A. Hawkins (eds.), The Effects of Noise on Aquatic Life II, Advances in Experimental Medicine and Biology 875. DOI: 10.1007/978-1-4939-2981-8_146

- Tougaard, J., A.J. Wright et P.T. Madsen 2015b. Cetacean noise criteria revisited in the light of proposed exposure limits for harbour porpoises. *Marine Pollution Bulletin* 90:196-208. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.10.051>
- Tregenza, N. J. C., S.D. Berrow, P.S. Hammond et R. Leaper. 1997. Harbour porpoise (*Phocoena phocoena* L.) by-catch in set gillnets in the Celtic Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 54(5), 896-904. <https://doi.org/10.1006/jmsc.1996.0212>
- Trippel, E.A. et T.D. Shepherd. 2004. By-catch of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in the lower Bay of Fundy gillnet fishery, 1998-2001. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 2521: 33pp.
- Trippel, E.A., N.L. Holy, D.L. Palka, T.D. Shepherd, G.D. Melvin et J.M. Terhune. 2003. Nylon barium sulphate gillnet reduces porpoise and seabird mortality. *Marine Mammal Science* 19: 240-243.
- Trippel, E.A., J.Y. Wang, M.B. Strong, L.S. Carter et J.D. Conway. 1996. Incidental mortality of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) by the gill-net fishery in the lower Bay of Fundy. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53: 1294-1300.
- Trippel, E.A., M.B. Strong, J.M. Terhune et J.D. Conway. 1999. Mitigation of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) bycatch in the gillnet fishery in the lower Bay of Fundy. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56:113-123.
- Truchon, M.-H., L. Measures, J-C. Brêthes, É. Albert et R. Michaud. 2018. Influence of anthropogenic activities on marine mammal strandings in the estuary and northwestern Gulf of St. Lawrence, Canada, 1994-2008. *Journal of Cetacean Research and Management* 18:11-21.
- Van de Velde, N. 2016. *Toxoplasma gondii* in stranded marine mammals from the North Sea and eastern Atlantic Ocean: Findings and diagnostic difficulties. *Veterinary Parasitology* 230:25-32.
- Van Dolah, F.M., B. Devleesschauwer, M. Leopold, L. Begeman, L. IJsseldijk, S. Hiemstra, J. IJzer, A. Brownlow, N. Davison, J. Haelters, Th. Jauniaux, U. Siebert, P. Dorny et S. De Craeye. 2000. Marine algal toxins: origins, health effects, and their increased occurrence. *Environmental Health Perspectives* 108:133-141. <https://ehp.niehs.nih.gov/doi/10.1289/ehp.00108s1133>
- Van Dolah, F.M. 2005. Effects of harmful algal blooms. Pages 85-99 in R.E. Reynolds III, W.F. Perrin, R.R. Reeves, S. Montgomery and T.J. Ragen (editors). *Marine Mammal Research: Conservation Beyond Crisis*. Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Van Elk, C., M. van de Bildt, P. van Run, A. de Jong, S. Getu, G. Verjans, A. Osterhaus et T. Kuiken. 2016. Central nervous system disease and genital disease in harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) are associated with different herpesviruses. *Veterinary Research* 47:28. DOI 10.1186/s13567-016-0310-8
- Van Franeker, J.A., E.L. Bravo Rebolledo, E. Hesse et autres. 2018. Plastic ingestion by harbour porpoises *Phocoena phocoena* in the Netherlands: establishing a standardised method. *Ambio* 47. DOI:10.1007/s13280-017-1002-y

- Vinther, M. et F. Larsen. 2004. Updated estimates of harbour porpoise by-catch in the Danish bottom set gillnet fishery. *Journal of Cetacean Research and Management* 6:19-24.
- Wade, P.R. 1998. Calculating limits to the allowable human-caused mortality of cetaceans and pinnipeds. *Marine Mammal Science* 14:1-37.
- Wahlberg, M., M. Linnenschmidt, P.T. Madsen, D.M. Wisniewska et L.A. Miller. 2015. The acoustic world of harbor porpoises. *American Scientist* 103:46-53.
- Wang, J.Y., D.E. Gaskin et B.N. White. 1996. Mitochondrial DNA analysis of harbour porpoise, *Phocoena phocoena*, subpopulations in North American waters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53: 1632-1645.
- Waring, G.T., J.M. Quintal et S.L. Swartz. 2001. U.S. Atlantic and Gulf of Mexico marine mammal stock assessments – 2001. NOAA Technical Memorandum NMFS-NE-168. Northeast Fisheries Science Center, Woods Hole, MA.
- Watson, A.P. 1976. The diurnal behaviour of the harbour porpoise (*Phocoena phocoena* L.) in the coastal waters of the western Bay of Fundy. Mémoire de maîtrise ès sciences, University of Guelph, Guelph, Ontario, Canada.
- Watts, P. et D.E. Gaskin. 1985. Habitat index analysis of the harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in the southern coastal Bay of Fundy, Canada. *Journal of Mammalogy* 66: 733-744.
- Westgate A.J., D.C.G. Muir, D.E. Gaskin et M.C.S. Kingsley. 1997. Concentrations and accumulation patterns of organochlorine contaminants in the blubber of harbour porpoises, *Phocoena phocoena*, from the coast of Newfoundland, the Gulf of St. Lawrence and the Bay of Fundy/Gulf of Maine. *Environmental Pollution* 95: 105-119.
- Westgate, A.J. et A.J. Read. 1998. The application of new technology to the conservation of porpoises. *Marine Technology Society Journal* 32: 70-81.
- Westgate, A.J., A.J. Read, P. Berggren, H.N. Koopman et D.E. Gaskin. 1995. Diving behaviour of harbour porpoises, *Phocoena phocoena*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52: 1064-1073.
- Westgate, A.J., A.J. Read, T.M. Cox, T.D. Schofield, B.R. Whittaker et K.E. Anderson. 1998. Monitoring a rehabilitated harbor porpoise using satellite telemetry. *Marine Mammal Science* 14: 599-604.
- Westgate, A.J. et K.A. Tolley. 1999. Geographical differences in organochlorine contaminants in harbour porpoises *Phocoena phocoena* from the western North Atlantic. *Marine Ecology Progress Series* 177: 255-268.
- Williams, R.S., D.J., Curnick, J.L. Barber, A. Brownlow, N.J. Davison, R. Deaville, M. Perkins, S. Jobling et P.D. Jepson. 2020 Juvenile harbor porpoises in the UK are exposed to a more neurotoxic mixture of polychlorinated biphenyls than adults. *Science of the Total Environment* 708:134835.

- Wisniewska, D. M., M. Johnson, J. Teilmann, U. Siebert, A. Galatius, R. Dietz et P.T. Madsen. 2018. High rates of vessel noise disrupt foraging in wild harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). Royal Society Proceedings B. Biological Sciences, 285(1872). <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.2314>
- Woodley, T.H. et A.J. Read. 1991. Potential rates of increase of a harbour porpoise *Phocoena phocoena* population subjected to incidental mortality in commercial fisheries. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 48: 2429-2435.
- Wright, A.J., M. Maar, C. Mohn, J. Nabe-Nielsen, U. Siebert, L.F. Jensen, H.J. Baagøe et J. Tielmann. 2013. Possible causes of a harbour porpoise mass stranding in Danish waters in 2005. PLoS One 8(2): e55553. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0055553>
- Zier, J.C. et J.K. Gaydos. 2015. Harbor Porpoise in the Salish Sea. Encyclopedia of Puget Sound. Puget Sound Institute, University of Washington, Seattle. 32 pp. <https://www.eopugetsound.org/articles/harbor-porpoise-salish-sea>

SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DU RÉDACTEUR DU RAPPORT

Randall Reeves a été coprésident du Sous-comité de spécialistes des mammifères marins et membre du COSEPAC pendant neuf ans. Il a rédigé de nombreux rapports de situation sur les mammifères marins au cours des 40 dernières années. Il est aussi président du groupe de spécialistes des cétacés de l'UICN.

COLLECTIONS EXAMINÉES

Aucune.

Annexe 1. Sommaire des différences entre trois sous-populations canadiennes, telles que révélées dans le cadre d'études sur la génétique et les contaminants. Abréviations : TNL = Terre-Neuve-et-Labrador, GSL = Golfe du Saint-Laurent, GDM = Golfe du Maine et baie de Fundy, ECA = États du centre du littoral de l'Atlantique, et OG = Ouest du Groenland. Toutes les différences totalisées sont significatives à $\alpha = 0,05$ dans l'ensemble du tableau en supposant trois comparaisons, avec $\alpha = 0,017$ critique pour la différence par paire la plus importante, 0,025 pour la différence suivante et 0,05 pour la plus faible. Le seuil de signification pour les comparaisons par paire est noté « ns » pour $\alpha > 0,05$, « * » pour $0,05 \Rightarrow \alpha > 0,01$, « ** » pour $0,01 \Rightarrow \alpha > 0,001$ et « * » pour $\alpha < 0,001$ (d'après COSEWIC, 2006).**

Étude	Test	Comparaisons au Canada				Comparaisons avec d'autres sous-populations	
		TNL c. GSL	GSL c. GDM	TNL c. GDM			
Wang <i>et al.</i> (1996)		Distance génétique exprimée en % de divergence nucléotidique					
	deux sexes	1	ns	0,01 **	0,011 ***	Les 3 sous-populations diffèrent	
	femelles		*	***	***	entièrement de celles du Pacifique nord-est	
Rosel <i>et al.</i> (1999a)			Distance génétique exprimée en F_{st}			α global	
	deux sexes	2	0,020 *	0,042 **	0,095 **	***	Les 3 diffèrent d'ECA; GSL et OG ne diffèrent pas
	mâles	2	0,051 **	ns	0,062 **	*	Les 3 diffèrent d'ECA; GSL et OG ne diffèrent pas
	femelles	2	ns	0,115 **	0,131 **	***	GDM et OG ne diffèrent pas
							ECA et TNL ne diffèrent pas (petit n femelles pour ECA)
	deux sexes	3	ns	ns	ns	ns	
			Remarque : les distances génétiques ont montré les mêmes tendances que ci-dessus, mais n'étaient pas significativement différentes l'une de l'autre				
Tolley <i>et al.</i> (2001)			Distance génétique exprimée en F_{st}				
	deux sexes	2	0,020 *	0,042 **	0,091 ***		Diffèrent toutes de celle de la Norvège; seule GDM diffère de celle de l'Islande
							GSL et OG ne diffèrent pas
Westgate et Tolley (1999)			Ordre des concentrations			α global	
	mâles	4	TNL < GSL	GSL < GDM	TNL < GDM	***	
	mâles	5	TNL < GSL	ns	TNL < GDM	***	
	mâles	6	TNL < GSL	GSL < GDM	TNL < GDM	***	
	femelles	4	TNL < GSL	GSL < GDM	TNL < GDM	***	
	femelles	5	ns	ns	ns	ns	
	femelles	6	ns	ns	TNL < GDM	*	
			Remarque : concentrations à TNL toujours les plus basses, parfois beaucoup plus que celles des deux autres sous-populations.				

Précisions sur les tests	
1	BDF n = 72, GDM n = 21, GSL n = 47, TNL n = 48, Pacifique nord-est n = 16
	RFLP de l'ADNmt, analyse de contingence du chi carré utilisée pour comparer les fréquences
2 et 3	BDF et GDM n = 80, GSL n = 40, TNL n = 42, OG n = 50, ECA n = 41
2	Séquençage de la boucle d de l'ADNmt, analyse de la variance moléculaire (AMOVA) pour comparaisons
3	7 locus microsatellites, AMOVA
4	BDF n = 86, GDM n = 15, GSL n = 58, TNL n = 29, Pacifique nord-est n = 16
	Séquençage de la boucle d de l'ADNmt, analyse de la variance moléculaire (AMOVA) pour comparaisons
5, 6 et 7	BDF et GDM n = 51 mâles, 50 femelles; GSL n = 31 mâles, 27 femelles; TNL n = 42 18 mâles, 11 femelles
5	Concentration de BPC, analyse de la covariance pour chaque sexe; covariable = âge
6	Concentration de CHB (boranes chlorés), analyse de la covariance pour chaque sexe; covariable = âge