

Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC

sur le

Phoque annelé *Pusa hispida*

au Canada



**PRÉOCCUPANTE
2019**

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. On peut citer le présent rapport de la façon suivante :

COSEPAC. 2019. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le phoque annelé (*Pusa hispida*) au Canada, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, xiv + 95 p. (<https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-public-especes-peril.html>).

Rapport(s) précédent(s) :

KINGSLEY, Michael C.S. 1989. COSEWIC status report on the Ringed Seal *Pusa hispida* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. 27 pp.

Note de production :

Le COSEPAC remercie Jeff W. Higdon, Stephen D. Petersen, et Meagan Hainstock d'avoir rédigé le rapport de situation sur le phoque annelé (*Pusa hispida*) 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 David Lee, 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

Télééc. : 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 Ringed Seal *Pusa hispida* in Canada".

Illustration/photo de la couverture :

Phoque annelé sur la glace printanière près de Churchill (Manitoba) — Photo : S.D. Petersen.

©Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2019.

N° de catalogue CW69-14/797-2020F-PDF

ISBN 978-0-660-35312-8



COSEPAC

Sommaire de l'évaluation

Sommaire de l'évaluation – Novembre 2019

Nom commun

Phoque annelé

Nom scientifique

Pusa hispida

Statut

Préoccupante

Justification de la désignation

La survie de ce phoque de petite taille dépend de la glace de mer. Il s'agit du mammifère marin le plus abondant dans l'Arctique canadien et il présente une aire de répartition étendue. C'est une espèce importante pour les Inuits ainsi que la principale proie de l'ours blanc. La taille et les tendances de la population sont incertaines, mais l'on estime le nombre d'individus à environ 2 millions. Les connaissances traditionnelles autochtones des communautés locales présentes dans l'aire de répartition de l'espèce donnent à penser que la situation de la population varie régionalement, mais elle est considérée généralement comme stable. La réduction de la superficie et de la durée de la glace de mer due au réchauffement climatique dans l'Arctique canadien, et la réduction subséquente de l'habitat de mise bas convenable causée par la perte de glace stable et la diminution de l'épaisseur de la neige au printemps sont les principales menaces pesant sur l'espèce. La population canadienne devrait, selon les prévisions, connaître un déclin au cours des trois prochaines générations et pourrait devenir « menacée » à cause des changements importants et continus de la glace de mer et de la couverture de neige en Arctique, région qui se réchauffe rapidement.

Répartition au Canada

Manitoba, Ontario, Québec, Terre-Neuve-et-Labrador, Yukon, Territoires du Nord-Ouest, Nunavut, océan Pacifique, océan Arctique, océan Atlantique.

Historique du statut

Espèce désignée « non en péril » en avril 1989. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « préoccupante » en novembre 2019.



COSEPAC Résumé

Phoque annelé *Pusa hispida*

Description et importance de l'espèce sauvage

Le phoque annelé est un phocidé qui comporte cinq sous-espèces, dont une est présente au Canada : le phoque annelé de l'Arctique (*Pusa hispida hispida*). Il compte parmi les plus petits pinnipèdes, l'adulte moyen faisant 1,5 m de longueur et pesant 70 kg — les mâles sont légèrement plus grands que les femelles. Le phoque annelé est essentiel sur les plans économique et culturel pour les peuples du Nord. Il constitue aussi une proie importante de l'ours blanc (*Ursus maritimus*).

Répartition

La répartition du phoque annelé est circumpolaire dans les eaux arctiques et subarctiques. L'espèce dépend de l'habitat de glace de mer. L'aire de répartition canadienne s'étend depuis le Yukon jusqu'au sud du Labrador, et des phoques errants sont observés à l'occasion au sud de la zone de glace saisonnière dans les océans Pacifique et Atlantique.

Habitat

Le phoque annelé est particulièrement bien adapté aux conditions de glace. Ses besoins en matière d'habitat suivent le cycle cryogénique annuel, et les adultes établissent leur territoire durant la prise des glaces à l'automne. Les habitats de reproduction idéaux se trouvent sur de la glace stable, souvent la banquise côtière se formant en eaux relativement peu profondes (< 150 m). La reproduction a également lieu sur la banquise mobile. Le phoque annelé mue sur la glace de mer à la fin du printemps, et les individus se répartissent sur un vaste territoire comprenant des eaux de profondeurs variables lors de la saison des eaux libres, vraisemblablement en fonction de la répartition des proies. L'espèce peut subir les effets négatifs des années extrêmes de glace très épaisse (saisons de glace plus longues) et de glace mince (saisons de glace printanières courtes).

Biologie

On pense que le mode d'accouplement du phoque annelé est basé sur une polygynie faible, mais des observations donnent à penser que d'autres stratégies existent selon les régions. La gestation (de 10 à 11 mois) se divise en deux périodes : environ 2 à 3 mois de diapause embryonnaire et environ 8 mois de croissance fœtale. Les petits naissent au printemps dans des tanières subnivales et sont nourris pendant cinq à huit semaines. Les femelles s'accouplent vers la fin de la période de lactation ou immédiatement après. L'âge à maturité varie, mais est de 6 ans en moyenne, les mâles intégrant la population reproductrice plus tard que les femelles. La longévité maximale consignée est de 45 ans, mais la durée de vie adulte moyenne est probablement d'environ 20 ans.

Durant la saison des eaux libres, le phoque annelé se nourrit d'une grande variété de proies pélagiques et benthiques pour accumuler des réserves de graisse. Leurs proies les plus communes dans leur aire de répartition sont les bancs de poissons pélagiques composés entre autres de saïdas francs (*Boreogadus saida*), de lançons (*Ammodytes* spp.) et de capelans (*Mallotus villosus*), ainsi que les amphipodes, les euphausiacés, les crevettes et d'autres crustacés.

Les déplacements individuels varient dans l'aire de répartition et sont déterminés par la répartition des proies. Les déplacements peuvent être étendus lors de la saison des eaux libres, et consistent probablement à la fois de migrations saisonnières et d'épisodes de dispersion de subadultes. Lors de la prise des glaces, lorsque les adultes se rendent dans les sites de reproduction pour y établir leur territoire, soit les subadultes sont expulsés, soit ils s'installent sur de la glace mobile ou des polynies, où il est plus facile de maintenir des trous de respiration. Il a été démontré que les adultes étaient fidèles à leur site de reproduction.

Le phoque annelé est la proie principale de l'ours blanc, mais il est aussi chassé par l'épaulard (*Orcinus orca*), le morse (*Odobenus rosmarus*), la laimargue atlantique (*Somniosus microcephalus*) et l'être humain. Les petits peuvent aussi subir une importante prédation de la part du renard arctique (*Vulpes lagopus*), en particulier lorsque la couverture de neige est très mince.

Taille et tendances des populations

La plupart des informations sur la taille des populations de phoques annelés proviennent de relevés aériens, lesquels sont réalisés lorsque les phoques sont rassemblés sur la glace pour la mue. Compte tenu du caractère sporadique et localisé de ces relevés, les estimations sont incertaines et désuètes. Cependant, l'abondance de l'espèce semble élevée, et on l'estime à 2,3 millions d'individus (dont 1,15 million d'individus matures) au Canada et dans les eaux adjacentes (ouest du Groenland, Alaska, Fédération de Russie).

Menaces et facteurs limitatifs

L'Arctique subit d'importants changements climatiques depuis la fin des années 1970 : l'étendue, l'épaisseur et le volume de la glace de mer annuelle, pérenne et pluriannuelle de l'Arctique diminuent, tandis que la saison libre de glace s'allonge. Au cours de la période 1967-2012, l'étendue de la couverture de neige de l'hémisphère Nord a diminué durant tous les mois, et surtout au printemps. Pour les mammifères marins de l'Arctique qui dépendent de la glace tels que le phoque annelé, ces modifications unidirectionnelles à grande échelle subies par la glace de mer et la couverture de neige peuvent signifier des pertes d'habitat et des incidences écologiques en cascade. Par exemple, l'année très chaude qu'a été 2010 a affaibli la condition physique des phoques annelés vivant dans la baie d'Hudson. À cause du stress accru, les phoques ont donné naissance à moins de petits les années suivantes. À long terme, la perte d'habitat causée par les changements climatiques représente la menace la plus importante. Par ailleurs, la réduction de l'étendue de la glace de mer accroît aussi les possibilités de navigation commerciale, de tourisme et de développement industriel, ce qui pourrait augmenter les perturbations, les modifications de l'habitat et les polluants. La prédation par l'ours blanc est la principale source de mortalité. La chasse par les humains peut aussi constituer un facteur limitatif, mais les taux de récolte sont probablement d'un ordre de grandeur de moins que les taux de récolte de l'ours blanc. Les teneurs en polluants diffèrent selon les régions; une certaine hausse a des effets connus sur l'ours blanc, mais les effets sur les phoques sont inconnus.

Protection, statuts et classements

Aucune entente ou convention internationale ne vise spécifiquement à protéger le phoque annelé, mais l'Accord international sur la conservation des ours blancs et de leur habitat offre une certaine protection. Le phoque annelé ne figure dans aucune annexe de la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES). La liste rouge de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) le classe dans la catégorie « préoccupation mineure » (à la fois en tant qu'espèce et sous-espèce arctique). Le phoque annelé est classé « N5B, N5N, N5M » dans le dernier rapport *Espèces sauvages 2015 : la situation générale des espèces au Canada* (CESCC, 2016). Le COSEPAC a évalué l'espèce comme « préoccupante » en novembre 2019 (il l'avait désignée « non en péril » en 1989). Celle-ci ne figure pas à la *Loi sur les espèces en péril* (LEP). La sous-espèce arctique est classée « menacée » (*threatened*) en vertu de l'*Endangered Species Act* des États-Unis. Le phoque annelé est classé dans la catégorie « préoccupation mineure » au Groenland et « vulnérable » en Norvège (Svalbard), et ne figure sur aucune liste en Russie.

Au Canada, la gestion du phoque annelé est placée sous l'autorité du *Règlement sur les mammifères marins* (DORS/93-56) pris en application de la *Loi sur les pêches*. La chasse au phoque dans les eaux marines des Territoires du Nord-Ouest, du Nunavut, du Nunavik et du Labrador est cogérée par divers conseils de gestion des ressources fauniques, qui se fondent sur les avis scientifiques du ministère des Pêches et des Océans. L'habitat de l'espèce est peu protégé dans les parcs nationaux, les réserves nationales de faune et les autres terres que possède et administre le gouvernement du Canada. Les zones de protection marine et les aires marines nationales de conservation existantes et proposées pourraient assurer une certaine protection.

RÉSUMÉ TECHNIQUE

Pusa hispida

Phoque annelé

Ringed Seal

Répartition au Canada : Manitoba, Ontario, Québec, Nouveau-Brunswick (à l'occasion), Nouvelle-Écosse (à l'occasion), Île-du-Prince-Édouard (à l'occasion), Terre-Neuve-et-Labrador, Yukon, Territoires du Nord-Ouest, Nunavut, océan Pacifique, océan Arctique, océan Atlantique

Données démographiques

Durée d'une génération (généralement, âge moyen des parents dans la population; indiquez si une méthode d'estimation de la durée d'une génération autre que celle qui est présentée dans les lignes directrices de l'UICN [2011] est utilisée)	13 ans, selon l'âge à la première reproduction = 6, et si l'on présume une durée de vie moyenne de 20 ans
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre total d'individus matures?	Inconnu
Pourcentage estimé de déclin continu du nombre total d'individus matures sur [cinq ans ou deux générations].	Inconnu
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].	Inconnu
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]. Une réduction est prévue, mais il existe des incertitudes quant au pourcentage de réduction.	Inconnu
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.	Inconnu
Est-ce que les causes du déclin sont clairement réversibles et comprises et ont effectivement cessé?	S. O.
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?	Non

Information sur la répartition

Superficie estimée de la zone d'occurrence	4 403 651 km ² (8 146 022 km ² , les terres étant comprises)
Indice de zone d'occupation (IZO) [Fournissez toujours une valeur établie à partir d'une grille à carrés de 2 km de côté]	3 984 076 km ² (996 019 carrés de grille)

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)	Inconnu
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] de la zone d'occurrence?	Oui – Recul prévue du sud de l'aire de répartition à cause de la détérioration de l'habitat
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] de l'indice de zone d'occupation?	Oui – Recul prévue du sud de l'aire de répartition à cause de la détérioration de l'habitat
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] du nombre de [sous-]populations?	Inconnu
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] du nombre de localités*?	Inconnu
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] de [la superficie, l'étendue ou la qualité] de l'habitat?	Oui – Déclin observé de la superficie, de l'étendue, de la qualité et de la persistance de la glace de mer. Perte anticipée de glace de mer en raison des changements climatiques.
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de [sous-]populations?	Inconnues
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de localités*?	S. O.
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 – Une certaine variation annuelle de l'étendue et de la répartition de la glace de mer pourrait influencer sur la répartition de l'habitat de reproduction

Nombre d'individus matures dans chaque sous-population

Sous-population (utilisez une fourchette plausible)	Nombre d'individus matures
Total	1,15 million <i>(si l'on présume que 50 % sont des adultes, conformément aux critères de l'UICN)</i> Une population importante – dans l'ensemble de l'aire canadienne, ainsi qu'une partie au Groenland, aux États-Unis (Alaska) et dans la Fédération de Russie. Aucun relevé exhaustif de population n'a été effectué à ce jour.
Total	1,15 million

* Voir « Définitions et abréviations » sur le [site Web du COSEPAC](#) et [IUCN](#) (février 2014; en anglais seulement) pour obtenir des précisions sur ce terme.

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]	Inconnue; données insuffisantes pour permettre une analyse quantitative
---	---

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? Oui i. Menace à impact élevé – perte d'habitat due à des changements climatiques d'origine humaine ii. Menaces à impact négligeable – production d'énergie et exploitation minière, corridors de transport et de service, utilisation des ressources biologiques, modifications des systèmes naturels Facteurs limitatifs – prédation

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 – Menacée Groenland – Préoccupation mineure Russie – ne figure dans aucune liste
Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible?	Oui. Les animaux migrent actuellement entre les pays.
Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada?	Oui
Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants?	Oui
Les conditions se détériorent-elles au Canada+? Les changements à court terme des conditions de glace de mer peuvent varier énormément sur le plan spatiotemporel, mais la tendance à long terme est un déclin des conditions de glace de mer.	Incertain
Les conditions de la population source se détériorent-elles?	Incertain
La population canadienne est-elle considérée comme un puits+?	Non
La possibilité d'une immigration depuis des populations externes existe-t-elle?	Oui

Nature délicate de l'information sur l'espèce

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

Historique du statut

COSEPAC : Espèce désignée « non en péril » en avril 1989. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « préoccupante » en novembre 2019.

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

Statut et justification de la désignation

Statut Espèce préoccupante	Code alphanumérique Sans objet
Justification de la désignation La survie de ce phoque de petite taille dépend de la glace de mer. Il s'agit du mammifère marin le plus abondant dans l'Arctique canadien et il présente une aire de répartition étendue. C'est une espèce importante pour les Inuits ainsi que la principale proie de l'ours blanc. La taille et les tendances de la population sont incertaines, mais l'on estime le nombre d'individus à environ 2 millions. Les connaissances traditionnelles autochtones des communautés locales présentes dans l'aire de répartition de l'espèce donnent à penser que la situation de la population varie régionalement, mais elle est considérée généralement comme stable. La réduction de la superficie et de la durée de la glace de mer due au réchauffement climatique dans l'Arctique canadien, et la réduction subséquente de l'habitat de mise bas convenable causée par la perte de glace stable et la diminution de l'épaisseur de la neige au printemps sont les principales menaces pesant sur l'espèce. La population canadienne devrait, selon les prévisions, connaître un déclin au cours des trois prochaines générations et pourrait devenir « menacée » à cause des changements importants et continus de la glace de mer et de la couverture de neige en Arctique, région qui se réchauffe rapidement.	

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) : Sans objet. La population compte vraisemblablement près de 2,3 millions d'individus. Un déclin est prévu à cause de la perte d'habitat convenable sur trois générations, mais les incertitudes quant à la réponse réelle de la population empêchent une quantification de ce déclin.
Critère B (aire de répartition peu étendue et déclin ou fluctuation) : Sans objet. L'aire de répartition dépasse largement les seuils; la population n'est pas fragmentée et ne montre pas de fluctuations extrêmes. Un déclin de la qualité de l'habitat est prévu.
Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) : Sans objet. Un déclin continu est prévu, et la population, qui consiste en une sous-population, compte probablement près de 1,15 million d'individus matures.
Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) : Sans objet. La taille de la population et l'aire de répartition dépassent les seuils.
Critère E (analyse quantitative) : Sans objet.

PRÉFACE

La dernière évaluation des populations canadiennes de phoques annelés par le COSEPAC, qui date d'avril 1989, faisait état d'une espèce « non en péril » (Kingsley, 1990). De nombreuses connaissances ont été acquises sur la biologie du phoque annelé depuis cette évaluation, mais d'importantes lacunes subsistent dans les connaissances sur cette espèce.

Bien que le phoque annelé appartienne maintenant à un genre différent de celui dans lequel il était classé lors de la dernière évaluation, cela a davantage à voir avec la taxinomie des phoques gris qu'avec un changement qui aurait des répercussions sur le processus d'évaluation. Plusieurs études sur la génétique des populations révèlent une tendance générale à l'isolement par la distance, mais aucune ne laisse entendre que de multiples unités désignables sont présentes.

La réalisation de relevés de phoques annelés demeure ardue, car il est difficile de détecter ces derniers dans l'eau l'été, et les phoques peuvent être dissimulés sous la glace de mer et la neige l'hiver. Les relevés aériens sont planifiés au printemps, lorsque la majorité de la population est rassemblée sur la glace pour la mue. Le pourcentage d'animaux échoués sur la glace à un moment donné change au fil de la saison et fluctue durant la journée selon les conditions météorologiques — ce qui rend les estimations de phoques incertaines dans la plupart des régions. Cette difficulté, combinée à la très vaste aire de répartition du phoque annelé, signifie qu'une infime partie de cette aire est recensée et que seule une portion encore plus petite est étudiée de façon régulière. Ces facteurs ont mené à l'établissement d'une estimation conservatrice de la taille de la population (2,3 millions), très peu de zones présentant des données permettant de déterminer une tendance.

Le suivi communautaire des prises a montré d'importantes fluctuations de la production de petits dans le temps, lesquelles seraient liées à des années de glace exceptionnellement épaisse ou mince (saisons d'eaux libres plus longues ou plus courtes). Ce lien entre les conditions de glace et de neige et la productivité du phoque annelé est problématique parce que la réduction de l'étendue de la glace et de la durée de la couverture de glace, ainsi que l'augmentation de la mobilité de la glace, sont des tendances observées à l'heure actuelle. D'autres modifications du rythme et du volume de précipitations peuvent avoir, ou auront, des effets significatifs sur l'habitat du phoque annelé. Actuellement, rien ne semble indiquer que le nombre de phoques annelés est en baisse au Canada, sauf dans le secteur ouest de la baie d'Hudson, où les populations estimées déclinent depuis les années 1990, mais il est de plus en plus ardu de réaliser des relevés à cause des conditions environnementales changeantes (p. ex. débâcle hâtive et augmentation du brouillard).

Le phoque annelé est omniprésent dans l'Arctique et la région subarctique, où il est essentiel sur les plans économique et culturel pour les peuples du Nord, et où il constitue la proie principale de l'ours blanc. La perte d'habitat attribuable aux changements climatiques influera grandement sur la répartition et l'effectif des animaux. Voilà pourquoi d'autres autorités compétentes hors du Canada ont désigné le phoque annelé espèce en péril.

D'autres études détaillées sur le phoque annelé (voir par exemple Reeves, 1998; Kelly *et al.*, 2010a; Kovacs, 2014; Lowry, 2016) et la sous-espèce arctique (voir par exemple Kingsley, 1990; Boveng, 2016a) peuvent être consultées.



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 (2019)

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

Phoque annelé

Pusa hispida

au Canada

2019

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	6
Importance de l'espèce.....	8
RÉPARTITION	8
Aire de répartition mondiale.....	8
Aire de répartition canadienne.....	9
Zone d'occurrence et zone d'occupation	11
Activités de recherche	12
HABITAT.....	12
Besoins en matière d'habitat	12
Tendances en matière d'habitat.....	15
BIOLOGIE	17
Cycle vital et reproduction	17
Physiologie et adaptabilité	21
Déplacements et dispersion	25
Relations interspécifiques.....	26
TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS.....	29
Activités et méthodes d'échantillonnage.....	29
Abondance	30
Fluctuations et tendances.....	35
Immigration de source externe	36
MENACES ET FACTEURS LIMITATifs	36
Menaces	36
Facteurs limitatifs.....	45
Nombre de localités.....	46
PROTECTION, STATUTs ET CLASSEMENTS.....	46
Statuts et protection juridiques	46
Statuts et classements non juridiques	48
Protection et propriété de l'habitat	48
REMERCIEMENTS.....	49
EXPERTS CONTACTÉS.....	49
SOURCES D'INFORMATION	50

SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DES RÉDACTEURS DU RAPPORT	82
COLLECTIONS EXAMINÉES	83

Liste des figures

- Figure 1. Aire de répartition mondiale des cinq sous-espèces du phoque annelé (*Pusa hispida*) (données tirées de Kelly *et al.* [2010a]). Une seule sous-espèce, le *P. h. hispida* (phoque annelé de l'Arctique), est présente dans les eaux canadiennes (projection cartographique : North Pole Stereographic). 9
- Figure 2. Répartition géographique du phoque annelé (sous-espèce *P. hispida hispida*) dans les eaux canadiennes et les régions adjacentes. On le trouve également le long de la côte nord de Terre-Neuve, et des observations sporadiques ont été effectuées dans les autres provinces de l'Atlantique, mais l'aire de reproduction est limitée par la disponibilité de glace de mer pour la mise bas. Les lignes tiretées noires illustrent les limites de la zone économique exclusive (ZEE) du Canada. Données tirées de Kelly *et al.* (2010a) (projection cartographique : projection conique conforme de Lambert, Canada). 10

Liste des tableaux

- Tableau 1. Taille estimée de la population de phoques annelés au Canada et dans les eaux adjacentes. Des parties de l'aire de répartition canadienne ont été incluses en fonction de la disponibilité des données. 31

Liste des annexes

- Annexe 1. Évaluation des menaces pesant sur le phoque annelé (*Pusa hispida*) du COSEPAC 84

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE

Nom et classification

Le phoque annelé [*Pusa hispida* (Schreber, 1775)] (classe des Mammifères, ordre des Carnivores, famille des Phocidés, sous-famille des Phocinés) est un petit phoque sans oreilles (phocidé) présent dans l'ensemble de l'Arctique et de la région subarctique. On reconnaît cinq sous-espèces, dont une, le *P. h. hispida*, vit au Canada (Rice, 1998; Committee on Taxonomy, 2014; Boveng, 2016a; Lowry, 2016). L'espèce porte notamment les noms communs suivants : phoque annelé et phoque marbré (en français); *Ringed Seal*, *Arctic Ringed Seal*, *jar seal*, *fiord seal* et *common seal* (en anglais); *Netsik* (pour les Inuits/au Labrador); *Nattiq* (pour les Inuits/dans le nord et l'est de l'île de Baffin); *Natiinat* (pour les Inuits); *Natchiq*, *Natchiit* et *Natik* (pour les Inuits/sur le versant nord du Yukon); *Natsiq/Natsik* (pour les Inuits/au Nunavik et au Nunavut); *Natseq* (dans l'ouest du Groenland); *Ringsæl* ou *netside* (en danois); *Norppa* (en finnois); *Ringsel* (en norvégien); *Ладожская нерпа* (en russe); *Vikare* (en suédois).

Les noms retenus sont « phoque annelé » en français et « Ringed Seal » en anglais en raison des motifs d'anneaux visibles sur sa robe.

Le nom du genre du phoque annelé a constamment alterné entre *Pusa* et *Phoca* durant les dernières décennies, le terme *Pusa* l'emportant généralement à l'heure actuelle (voir par exemple Rice, 1998; Committee on Taxonomy, 2014). Le débat s'est majoritairement concentré sur les difficultés à rapprocher les liens moléculaires et morphologiques entre le phoque gris (*Halichoerus grypus*) et les espèces de *Phoca/Pusa* (Rice, 1998; Committee on Taxonomy, 2014; Boveng, 2016a; Lowry, 2016). Plusieurs études récentes ont classé le *Halichoerus grypus* comme espèce sœur du *Pusa caspica* (phoque de la Caspienne, espèce paraphylétique du genre *Pusa*) (voir par exemple Árnason *et al.*, 2006; Higdon *et al.*, 2007; Nyakatura et Bininda-Emonds, 2012), mais d'autres études (voir par exemple Fulton et Strobeck, 2010) l'ont plutôt considéré comme une espèce sœur des membres restants du complexe d'espèces de *Phoca/Pusa*. La nomenclature à l'origine du nom scientifique de l'espèce (*hispida*) du phoque annelé de l'Arctique est largement acceptée (Rice, 1998; Boveng, 2016a; Lowry, 2016).

Tout au long du présent document, à moins d'indication contraire, « phoque annelé » désigne le phoque annelé de l'Arctique (*Pusa hispida hispida*).

Description morphologique

Le phoque annelé est l'une des plus petites espèces de vrais phoques (ou phoques sans oreilles). Le corps d'un adulte typique mesure environ 1,5 m de longueur et pèse 70 kg (Kelly *et al.*, 2010a). À la naissance, le phoque annelé mesure environ de 60 à 65 cm de longueur et pèse de 4,5 à 5,0 kg. Ces chiffres fluctuent selon les zones d'étude (voir par exemple McLaren, 1958a; Smith et Stirling, 1975; Lydersen *et al.*, 1992). Les petits grandissent rapidement et atteignent quatre fois leur poids de naissance au moment du sevrage (Hammill et Smith, 1991; Lydersen *et al.*, 1992), puis perdent du poids pendant

plusieurs mois par la suite (Smith, 1987). Un léger dimorphisme sexuel est observé. McLaren (1958a) a échantillonné 24 phoques âgés de 1 an dans l'Arctique canadien. Il a fait état de longueurs moyennes de 103 et de 94 cm pour les mâles et les femelles, respectivement, ce qui est supérieur à la taille mesurée chez des phoques de 1 an dans les mers de Beaufort et des Tchouktsches (Frost et Lowry, 1981).

Le phoque annelé est dimorphe en matière de pelage; il comporte des phases plus claires et d'autres plus foncées (McLaren, 1966; Kelly, 1981). Durant les phases claires, les phoques présentent un dos gris foncé constellé d'anneaux de couleur claire ainsi que des faces latérales et ventrale claires, alors que, durant les phases foncées, tout le pelage est foncé avec des anneaux clairs (Kelly *et al.*, 2010a). La tête et les nageoires (à l'avant et à l'arrière) sont généralement de gris foncé à noir (Rice, 1998).

À la naissance, les petits présentent un duvet de poils blancs (lanugo), qu'ils perdent au bout de quatre à six semaines, avant leur sevrage. Les animaux de la première année sont uniformément gris argenté avec des anneaux pâles (d'où le nom de « phoque argenté » utilisé dans l'industrie de la traite des fourrures) (McLaren, 1958a; Smith et Taylor, 1977), lesquels deviennent plus apparents avec l'âge.

Structure spatiale et variabilité de la population

On trouve le phoque annelé partout dans l'Arctique circumpolaire et la région subarctique, où il y a un habitat de glace de mer saisonnier. Plusieurs sous-espèces ont été identifiées dans l'aire de répartition (voir la section **Nom et classification**), la sous-espèce arctique étant la plus abondante et la plus largement répandue.

Plusieurs études se sont penchées sur la structure génétique des populations de phoques annelés à l'aide de marqueurs microsatellites nucléaires neutres (Palo *et al.*, 2001; Davis *et al.*, 2008; Petersen, 2008; Nyman *et al.*, 2014; Hudson, 2016) ou au moyen de marqueurs nucléaires et mitochondriaux (Martinez-Bakker *et al.*, 2013). Ces études ont englobé relativement peu de sites d'échantillonnage, lesquels sont très dispersés dans toute l'aire de répartition. Les études actuelles font aussi appel à diverses combinaisons de marqueurs microsatellites; par conséquent, la différenciation est présentée ici en termes généraux plutôt qu'en valeurs spécifiques de l'indice F_{ST} . Comme les mesures de différenciation génétique dépendent du nombre et des types de marqueurs utilisés, la plupart des études ne sont pas directement comparables. Cependant, toutes les études de génétique des populations concordent globalement sur un point : elles révèlent de bas niveaux de différenciation génétique dans l'ensemble de l'aire de répartition (Palo *et al.*, 2001; Davis *et al.*, 2008; Martinez-Bakker *et al.*, 2013).

Palo *et al.* (2001) ont comparé trois localités, toutes hors du Canada, et ont constaté une légère différenciation entre le Svalbard et la mer Baltique. De même, lorsque Davis *et al.* (2008) ont comparé huit sites, dont quatre en eaux canadiennes, ils n'ont relevé qu'une différenciation génétique mineure dans la plus grande partie de l'aire de répartition. Bien que des échantillons prélevés dans la mer Blanche, sur la côte nord-ouest de la Russie, aient montré des F_{ST} légèrement, mais significativement, différents de ceux des

autres sites, l'analyse au moyen du logiciel STRUCTURE (Pritchard *et al.*, 2000) (analyse bayésienne fondée sur les individus plutôt que sur les localités) n'a pas détecté de structure de population (Davis *et al.*, 2008).

Martinez-Bakker *et al.* (2013) ont remarqué que les échantillons devraient idéalement être prélevés durant la période de reproduction si l'on souhaitait détecter la structure de population, étant donné la grande mobilité et les tendances de déplacement du phoque annelé lors de la saison des eaux libres. Lorsqu'ils ont examiné les échantillons provenant de 11 sites dans l'aire de répartition, dont 4 sites canadiens dans la partie est de la mer de Beaufort, ils ont observé un flux génique élevé (faible différenciation) parmi les sites de reproduction, et aucune différenciation parmi les échantillons de l'est de la mer de Beaufort. Lors de l'examen des phoques annelés dans 12 collectivités de l'est de l'Arctique canadien, Petersen (2008) a relevé de faibles niveaux de différenciation génétique et aucune structure génétique de population. De plus, Hudson (2016) n'a relevé aucune différenciation significative parmi 17 sites canadiens.

Les échantillonnages à des fins d'analyse génétique des populations n'ont pas été faits de façon uniforme dans l'ensemble de l'aire de répartition canadienne ou mondiale du phoque annelé. Les échantillons disponibles sont habituellement recueillis à proximité des collectivités dans le cadre du suivi communautaire des prises (Petersen, 2008), ce qui signifie que de vastes portions de l'Arctique ne sont pas échantillonnées. Cependant, étant donné que le phoque annelé présente une forte diversité génétique, une grande mobilité et une durée de génération, il est peu probable que le flux génique soit perturbé dans l'ensemble de l'aire de répartition (Petersen *et al.*, 2010). Dans plusieurs études où les échantillons ont été prélevés à différentes échelles, aucune différenciation élevée n'a été détectée (Palo *et al.*, 2001; Davis *et al.*, 2008; Petersen, 2008; Martinez-Bakker *et al.*, 2013; Hudson, 2016). Cela laisse supposer que, malgré les lacunes des échantillonnages, il est peu probable que la structure génétique n'ait pas été détectée dans l'Arctique canadien.

Unités désignables

Des unités désignables peuvent être définies au sein d'une espèce au Canada s'il existe des sous-espèces ou variétés reconnues, ou si l'on peut faire valoir l'existence d'unités discrètes importantes sur le plan de l'évolution (COSEWIC, 2014). À ce jour, aucune preuve ne permet de conclure que le phoque annelé au Canada devrait être évalué selon plusieurs unités désignables. Plusieurs autres sous-espèces ont été proposées par le passé pour le Canada, dont le *P. h. beaufortiana* dans la mer de Beaufort, et le *P. h. soperi*, dans le bassin de Foxe et sur la côte ouest de l'île de Baffin (Anderson, 1946; Hall et Kelson, 1959; Amano *et al.*, 2002). Cependant, aucune de ces propositions n'a été corroborée, et elles sont toutes considérées comme des synonymes du *P. h. hispida* (Frost et Lowry, 1981; Rice, 1998; Amano *et al.*, 2002).

Certains auteurs ont considéré les régions séparément et ont donc supposé une certaine division des unités de gestion (Reeves, 1998). Par exemple, McLaren (1962) a considéré différents postes de traite de la baie d'Hudson de façon indépendante dans ses

analyses. Dans la pratique, les phoques annelés de l'ouest de l'Arctique (Territoires du Nord-Ouest et Yukon) sont traités séparément de ceux de l'est de l'Arctique et de la baie d'Hudson (Nunavut), mais il s'agit là davantage d'une stratégie logistique que d'une stratégie de gestion, et les méthodes de suivi sont similaires d'une région à l'autre (Ferguson, comm. pers., 2017). Yurkowski *et al.* (2016a), qui ont compilé des données télémétriques sur les phoques annelés de l'ensemble de l'Arctique canadien, ont remarqué que les animaux marqués dans le golfe Amundsen se déplaçaient vers l'ouest, en direction de la mer des Tchouktches, et que ceux marqués dans la baie Resolute se déplaçaient vers l'est, en direction de la baie de Baffin. Cependant, Hudson (2016) n'a pas détecté de différenciation génétique significative entre les phoques annelés échantillonnés à Ulukhaktok, ceux des Territoires du Nord-Ouest et ceux de la baie d'Hudson. De même, les échantillons prélevés dans la mer de Beaufort, le Svalbard et la mer Baltique ne présentaient pas de différenciation significative (Martinez-Bakker *et al.*, 2013).

Finley *et al.* (1983) ont avancé qu'une population de phoques annelés isolée sur le plan de la reproduction vivait peut-être sur la banquise flottante de la baie de Baffin. Ils ont observé des différences du point de vue de la morphologie (les phoques sur la banquise flottante étaient plus petits) et de la présence de parasites intestinaux (les phoques sur la banquise flottante présentaient des charges parasitaires moins élevées), mais ils n'ont pas pu différencier génétiquement la population côtière de la population extracôtière au moyen d'isoenzymes (Finley *et al.*, 1983). Bien qu'ils reconnaissent que certaines différences pourraient être attribuables à des différences de régime alimentaire (c'est-à-dire qu'un régime à base de poissons pourrait augmenter la charge parasitaire), ils ont tout de même avancé qu'il était possible que les phoques annelés de la zone extracôtière de la baie de Baffin constituent une population distincte. Les Inuits de la baie de Baffin et de la mer du Labrador ont également relevé des différences physiques entre les phoques annelés côtiers et ceux de la banquise flottante (voir par exemple Williamson, 1997; Rosing-Asvid, 2010). Aucune étude ultérieure n'a été réalisée dans la région, mais une recherche sur la répartition de la prédation du phoque annelé par l'ours blanc (*Ursus maritimus*) dans l'ouest de l'Arctique donne à penser que la compétition pour l'habitat de banquise côtière pourrait forcer les adultes de petite taille à se reproduire dans un habitat extracôtier sous-optimal (Pilfold *et al.*, 2014).

Certains ont laissé entendre que les différences morphologiques, ainsi que les variations clinales de la taille (les phoques de grande taille ont tendance à se trouver à des latitudes supérieures; Soper, 1944; McLaren, 1958a), pourraient expliquer l'état de la population (Fedoseev, 1975; Finley *et al.*, 1983). Cependant, de telles différences ne sont étayées par aucun profil de différenciation génétique au niveau des locus génétiques neutres (Petersen, 2008; Hudson, 2016), et pourraient découler du fait que les régions divergentes ont des périodes printanières de glace stable plus longues (McLaren, 1958a) ou une productivité supérieure (Yurkowski *et al.*, 2016c). Des périodes d'allaitement plus courtes pourraient se traduire par des animaux de taille moindre lors du sevrage ainsi que par des adultes plus petits (McLaren, 1958a).

Des populations intérieures de phoques annelés ont été observées au lac Nettilling (île de Baffin, Nunavut) et au lac Melville (Labrador, Terre-Neuve-et-Labrador) (Reeves,

1998), mais il n'existe aucune donnée génétique pour évaluer si elles constituent des populations uniques. Globalement, étant donné l'état actuel des données sur les populations de phoques annelés, rien ne prouve que les populations du Canada devraient être évaluées selon plusieurs unités désignables.

Importance de l'espèce

Le phoque annelé constitue une source de nourriture cruciale pour les Inuits et leurs chiens, même si son utilisation comme source de combustible (huile) et d'habillement (fourrures) a décliné (Kingsley, 1990).

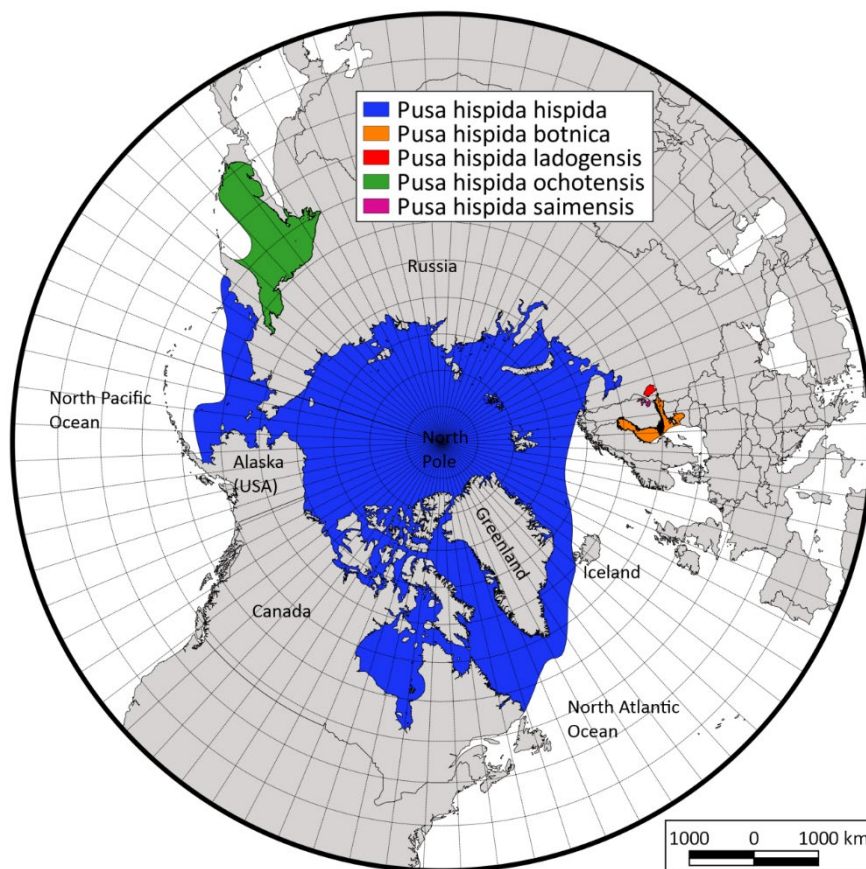
Les peaux de phoque sont toujours une importante source de revenus pour les chasseurs inuits dans l'ensemble des régions arctique et subarctique du Canada. La chasse au phoque demeure une activité socioéconomique d'importance (McLaren, 1958b; Wenzel, 1987; Pelly, 2001; Furgal *et al.*, 2002), bien que les ventes de peaux au programme de détermination des prix de la fourrure du ministère de l'Environnement du Nunavut aient décliné (Ghazal, comm. pers., 2017).

Le phoque annelé est également la principale source de nourriture de l'ours blanc, et l'accès aux phoques est d'une importance capitale pour les populations d'ours (Stirling et Archibald, 1977; Smith, 1980; Stirling et Derocher, 1993) (voir la section **Relations interspécifiques**). Le phoque annelé est parfaitement adapté à la vie dans le milieu marin de l'Arctique (il utilise par exemple des trous de respiration et des tanières dans la neige) (Smith et Stirling, 1975; Smith, 1976; Lydersen et Smith, 1989) (voir la section **Physiologie et adaptabilité**), et on le considère comme une espèce indicatrice importante des effets des changements climatiques (Laidre *et al.*, 2008; Kovacs, 2014) (voir la section **Menaces et facteurs limitatifs**).

RÉPARTITION

Aire de répartition mondiale

La répartition du phoque annelé est circumpolaire (figure 1, tirée de Kelly *et al.*, 2010a), et l'espèce est fortement dépendante de la glace dans l'ensemble de son aire de répartition. La couverture maximale de glace de mer hivernale dans l'Arctique définit plus ou moins l'aire de répartition globale du phoque annelé, bien que l'on puisse parfois observer des animaux errants plus au sud, là où il n'y a aucune glace de mer (p. ex. à l'île de Sable et dans le golfe du Maine; Lucas et McAlpine, 2002; Waring *et al.*, 2004). Le phoque annelé se rencontre dans les eaux territoriales des pays suivants : le Canada, le Groenland, la Norvège, la Russie, les États-Unis d'Amérique et les États de la mer Baltique. On le trouve dans les mers de Béring, des Tchouktches, de Beaufort, de Barents, Blanche, de Kara, de Laptev et de Sibérie orientale, ainsi que dans l'archipel arctique canadien, la baie d'Hudson, le détroit d'Hudson, le détroit de Davis, la baie de Baffin et la mer du Labrador (Boveng, 2016a) et, enfin, dans certains réseaux lacustres et fluviaux du Canada.



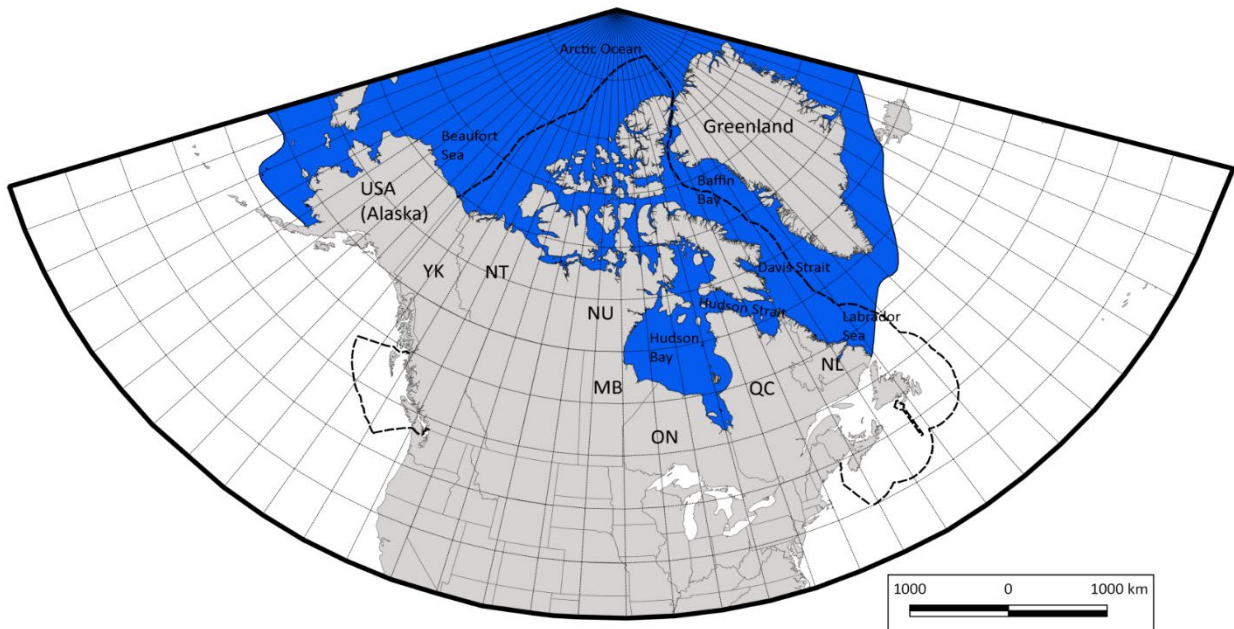
Veillez voir la traduction française ci-dessous :

North Pacific Ocean = Océan Pacifique Nord
 Alaska (USA) = Alaska (É.-U.)
 North Pole = Pôle Nord
 Russia = Russie
 Greenland = Groenland
 Iceland = Islande
 North Atlantic Ocean = Océan Atlantique Nord

Figure 1. Aire de répartition mondiale des cinq sous-espèces du phoque annelé (*Pusa hispida*) (données tirées de Kelly *et al.* [2010a]). Une seule sous-espèce, le *P. h. hispida* (phoque annelé de l'Arctique), est présente dans les eaux canadiennes (projection cartographique : North Pole Stereographic).

Aire de répartition canadienne

Le phoque annelé est largement répandu dans les régions arctique et subarctique du Canada, depuis le versant nord du Yukon (et l'Alaska et la Russie en tant que population contiguë), dans l'ouest, jusque dans le sud du Labrador, vers le sud et l'est (figure 2, tirée de Kelly *et al.*, 2010a). L'aire de répartition s'étend dans l'ensemble de l'océan Arctique, depuis les eaux au nord des îles de l'Arctique canadien jusque dans les eaux du Groenland, dans la portion est de la baie de Baffin et du détroit de Davis.



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

Arctic Ocean = Océan Arctique
 Beaufort Sea = Mer de Beaufort
 Greenland = Groenland
 USA (Alaska) = É.-U. (Alaska)
 Baffin Bay = Baie de Baffin
 YK = Yn
 NT = T.N.-O.
 NU = Nt
 Hudson Bay = Baie d'Hudson
 Hudson Strait = Détroit d'Hudson
 Labrador Sea = Mer du Labrador
 MB = Man.
 ON = Ont.
 QC = Qc
 NL = T.-N.-L.

Figure 2. Répartition géographique du phoque annelé (sous-espèce *P. hispida hispida*) dans les eaux canadiennes et les régions adjacentes. On le trouve également le long de la côte nord de Terre-Neuve, et des observations sporadiques ont été effectuées dans les autres provinces de l'Atlantique, mais l'aire de reproduction est limitée par la disponibilité de glace de mer pour la mise bas. Les lignes tiretées noires illustrent les limites de la zone économique exclusive (ZEE) du Canada. Données tirées de Kelly *et al.* (2010a) (projection cartographique : projection conique conforme de Lambert, Canada).

La figure 2 montre que l'aire de répartition du phoque annelé s'étend jusqu'au sud du Labrador. On pense que le secteur autour du lac Melville, ou légèrement plus au sud le long de la côte, constitue une limite méridionale typique pour la mise bas (en raison de la disponibilité de glace) (Stenson, comm. pers., 2017), mais le phoque annelé est présent tout le long de la côte du Labrador.

Durant l'hiver, le phoque annelé se déplace vers le sud en suivant la glace, et on les chasse dans la péninsule Northern et sur la côte nord-est de Terre-Neuve. Il n'y est pas aussi abondant que sur la côte du Labrador, mais des individus y sont capturés chaque année (Stenson, comm. pers., 2017). Le phoque annelé est également présent, à tout le moins de façon sporadique, sur la Basse-Côte-Nord du Québec, à l'est de l'île d'Anticosti, mais peu de données sont disponibles et aucune collection n'a été réalisée depuis de nombreuses années (Hammill, comm. pers., 2017). Leur présence a aussi été signalée sur l'île de Sable (Lucas et McAlpine, 2002). Certaines cartes de l'aire de répartition excluent la baie James, mais l'on sait que le phoque annelé est présent dans toute la région (Smith, 1975; Gosselin, comm. pers., 2017).

Zone d'occurrence et zone d'occupation

Au Canada, la zone d'occurrence du phoque annelé est de 8 146 022 km², zone terrestre y comprise (4 403 651 km² si l'on exclut la zone terrestre, celle-ci correspondant à environ 45 % de la superficie du plus petit polygone convexe), et son indice de zone d'occupation (IZO) est basé sur 996 019 carrés de grille de 2 km de côté, ce qui équivaut à 3 984 076 km². Les valeurs de la zone d'occurrence et de l'IZO n'ont pas été consignées dans la dernière évaluation du COSEPAC (Kingsley, 1990), mais la répartition géographique au Canada du phoque annelé n'a pas considérablement changé depuis. Les calculs ont été effectués au moyen de la carte de répartition de Kelly *et al.* (2010a), qui a été découpée pour n'inclure que l'aire de répartition de l'espèce à l'intérieur de la zone économique exclusive du Canada.

Le phoque annelé se déplace des eaux canadiennes vers les territoires adjacents (Groenland, Alaska et Russie; voir la section **Déplacements et dispersion**), mais aucune délimitation de population n'est certaine. On ne connaît pas la répartition de l'habitat le plus limitatif de l'espèce (aires de mise bas, habitat essentiel, etc.). Par conséquent, l'IZO correspond au nombre de carrés de grille superposés sur des mentions d'observation/de répartition de l'espèce. L'IZO indiqué ici prend en compte l'ensemble de l'aire de répartition canadienne. La banquise côtière pourrait être considérée comme étant l'habitat le plus limitatif du phoque annelé puisque les tanières de mise bas s'y trouvent habituellement, mais l'espèce peut également mettre bas sur la banquise flottante, laquelle est très répandue (voir la section **Habitat**). Il est présumé que la densité des tanières de mise bas est beaucoup plus faible sur la banquise flottante, mais cet habitat est tout de même utilisé pour des fonctions vitales essentielles (voir les sections **Cycle vital et reproduction** et **Déplacements et dispersion**). L'utilisation d'une aire de répartition réduite (p. ex. banquise côtière seulement) se traduirait par un IZO plus faible, qui resterait néanmoins supérieur au seuil du critère B des catégories « espèce en voie de disparition » (> 500 km²) et « espèce menacée » (> 2 000 km², respectivement).

Toutes les analyses et tous les calculs fondés sur un SIG ont été réalisés au moyen d'une projection équivalente d'Albers au Canada dans ArcView 3.3 (ESRI Inc., Redlands, Californie) et QGIS 2.16.3.

Activités de recherche

Les cartes de répartition du phoque annelé ont été élaborées à l'aide d'un fichier de forme rendu disponible par Kelly *et al.* (2010a). Ce fichier englobe les aires géographiques mondiales des cinq sous-espèces de *Pusa*, et sa création repose sur un examen approfondi de la littérature. La carte de répartition (Kelly *et al.*, 2010a) a été comparée à d'autres sources (voir par exemple Reidman, 1990; Jefferson *et al.*, 1993; Hammill, 2009) à la recherche d'erreurs ou d'omissions potentielles. Sa justesse à l'égard de l'est du Canada, le long de la limite méridionale, a été confirmée lors des discussions avec des experts régionaux (Gosselin, comm. pers., 2017; Hammill, comm. pers., 2017; Stenson, comm. pers., 2017).

HABITAT

Besoins en matière d'habitat

Le phoque annelé est une espèce marine qui vit en étroite association avec la glace de mer et, à ce titre, on le qualifie de pagophile (ayant une préférence pour la glace). Sa présence et sa densité varient dans son aire de répartition, probablement en réponse à la disponibilité et à la répartition des proies (Reeves, 1998). La glace de mer sert de plateforme pour l'élevage des petits, le repos et la mue (Frost et Lowry, 1981; Kingsley, 1990; Reeves, 1998).

Étant donné que l'utilisation de l'habitat peut changer selon la concentration de la glace et le moment de l'année, le présent rapport résume les renseignements relatifs à la saison des eaux libres et à la saison des glaces. Il convient de souligner que la plupart des informations proviennent d'études sur les phoques annelés qui occupent des zones littorales et que le comportement de ceux-ci peut différer de celui de phoques vivant en zones extracôtières (Finley *et al.*, 1983). La plupart des études publiées sur l'habitat de glace ont aussi été réalisées près des côtes et pourraient être biaisées d'une manière similaire (Reeves, 1998).

Saison des eaux libres

Lors de la saison des eaux libres, les déplacements ne sont pas restreints, et le phoque annelé parcourt souvent de longues distances (voir la section **Déplacements et dispersion**). Les individus circulent dans l'océan à différentes profondeurs, et il est possible de déduire leurs activités de recherche de nourriture grâce à des balises télémétriques qui, pour la plupart, recueillent également des données sur la plongée (Yurkowski *et al.*, 2016a).

L'utilisation de l'habitat varie selon les régions, les classes d'âge et les classes de taille. Yurkowski *et al.* (2016a) ont décelé un gradient latitudinal dans l'écologie des déplacements, les phoques aux latitudes supérieures adoptant un comportement de résident moins longtemps que ceux qui se trouvent à des latitudes inférieures, où la saison des eaux libres dure plus longtemps. Dans la baie d'Hudson, Luque *et al.* (2014) ont constaté que les adultes et les subadultes se déplaçaient de plus en plus en profondeur pendant la saison des eaux libres. Dans la baie de Baffin, sur la côte du Groenland, Born *et al.* (2004) ont remarqué que les phoques adultes étaient plus susceptibles de plonger profondément que les phoques subadultes. Dans le secteur des eaux du Nord, Teilmann *et al.* (1999) ont découvert que les phoques de petite taille utilisaient les 50 premiers mètres de la colonne d'eau, tandis que ceux de grande taille plongeaient plus en profondeur. Cela dit, tous les phoques qu'ils ont suivis ont au moins occasionnellement plongé à plus de 250 m. Crawford *et al.* (2012), qui ont suivi des phoques annelés adultes et subadultes le long des côtes de l'Alaska, ont constaté que les deux groupes utilisaient différemment l'habitat durant toutes les saisons, les subadultes occupant des zones plus profondes et plus éloignées du bord de la banquise permanente pendant la saison des eaux libres (Crawford *et al.*, 2012). D'autres informations sur la plongée et les déplacements sont présentées respectivement dans les sections **Physiologie et adaptabilité** et **Déplacements et dispersion**.

Saison des glaces

La saison des glaces impose des contraintes différentes sur différents segments de la population. Les jeunes phoques fréquentent peu la banquise côtière, soit parce qu'ils en sont chassés par des détenteurs de territoire en âge de se reproduire (Stirling, 1973; Smith, 1987), soit parce qu'ils peuvent faire des réserves d'énergie en ne maintenant pas de trous de respiration durant l'hiver (Crawford *et al.*, 2012). Dans les mers de Beaufort, des Tchouktches et de Béring, on trouve les subadultes sur la banquise flottante ou à la lisière de la glace à mesure que celle-ci s'accroît en hiver et régresse au printemps (Crawford *et al.*, 2012). Le phoque annelé a également tendance à se tenir sur de la glace plus épaisse que d'autres phoques adaptés aux conditions de glace (Simpkins *et al.*, 2003). McLaren (1958b) a observé que les phoques adultes constituaient la majeure partie, voire la totalité, des animaux capturés sur la banquise côtière du sud-ouest de l'île de Baffin et que les phoques subadultes occupaient les zones extracôtières. S'il a été observé que des phoques annelés subadultes marqués près de Resolute, au Nunavut, avaient migré vers la baie de Baffin (Yurkowski *et al.*, 2016a), il a également été avancé que les individus sur la banquise flottante de la baie de Baffin ne seraient pas tous des subadultes et qu'ils formeraient une population de phoques annelés distincte (Finley *et al.*, 1983).

La glace de mer est également utilisée par toutes les classes d'âge de 1+ an pour la mue au printemps. Lorsqu'il est échoué sur la glace, le phoque annelé adopte divers comportements antiprédateurs. Par exemple, il s'éloigne de la lisière de glace (vers le centre de grands floes ou vers des fissures de la banquise côtière) et oriente la tête vers sa voie d'évasion (trou ou fissure dans la glace), dans la direction du vent (Kingsley et Stirling, 1991; pour en savoir plus sur les comportements de vigilance, voir la section **Physiologie**

et adaptabilité). La banquise côtière, en général, accueille de plus grandes densités de phoques échoués que la banquise flottante (Kingsley *et al.*, 1985). Kingsley *et al.* (1985) et Stirling *et al.* (1982) ont découvert que les phoques de la mer de Beaufort préféraient s'échouer sur de la glace couvrant des eaux peu profondes (< 150 m et < 100 m, respectivement) pour se prélasser au soleil, mais ce comportement est peut-être lié à une préférence pour la banquise côtière.

Habitat de reproduction

On pourrait désigner l'habitat essentiel du phoque annelé comme étant la glace de mer utilisée à des fins de mise bas et d'allaitement (Hammill et Smith, 1989, 1991; Furgal *et al.*, 1996). À l'automne, à mesure que la glace de mer se forme, les phoques annelés adultes établissent leur territoire dans un milieu optimal (Smith et Stirling, 1975). Un milieu optimal comporte une couverture de neige adéquate, propice à la formation d'une banquise côtière stable (McLaren, 1958a; Smith et Stirling, 1975; Cleator, 2001). Il s'agit habituellement de zones où des plaques de glace, poussées hors du plan de la surface de l'eau, forment des crêtes de pression. La glace en saillie intercepte la poudrerie, ce qui forme des congères (bancs de neige) de part et d'autre des crêtes (côté exposé au vent et côté sous le vent), congères dans lesquelles une tanière peut être creusée (Smith et Stirling, 1975). De manière similaire, la glace dans les fjords comprenant des glaciers peut offrir un habitat. En effet, les icebergs provenant des glaciers se figent dans la glace et accumulent de la neige (Lydersen et Ryg, 1991). Selon des détenteurs de connaissances traditionnelles autochtones et des chercheurs, il existe plusieurs types de tanières, par exemple des tanières de repos, d'allaitement, de mise bas et de fuite (Smith et Stirling, 1975, 1978; Cleator, 2001; Furgal *et al.*, 2002). Pour en savoir plus sur les tanières, voir la section **Physiologie et adaptabilité**.

La couverture de neige a également été jugée importante pour la formation de congères utiles à l'aménagement de tanières et pour la production de petits en général (Smith, 1987; Ferguson *et al.*, 2005; Iacozza et Ferguson, 2014). Les tanières de mise bas sont habituellement plus grandes et recouvertes d'une plus grande quantité de neige que les tanières utilisées par les mâles en rut (Lydersen et Gjertz, 1986). Ferguson *et al.* (2005) ont constaté une corrélation entre une épaisseur de neige de moins de 32 cm et un faible taux de recrutement dans l'ouest de la baie d'Hudson. Hezel *et al.* (2012) ont considéré que les congères près des crêtes de pression devaient mesurer au moins 50 cm d'épaisseur pour permettre l'aménagement de tanières. Sur la glace plane, ils ont utilisé une épaisseur de congère de 20 cm, déterminée par télédétection, comme seuil à utiliser dans les modèles.

À grande échelle, il a été observé que les littoraux complexes étaient particulièrement productifs grâce à l'habitat de glace abondant et stable qu'ils offrent (McLaren, 1958a). Cependant, la banquise flottante a aussi été désignée à titre d'habitat de reproduction dans la baie de Baffin (Finley *et al.*, 1983), la mer de Barents (Wiig *et al.*, 1999) et la mer d'Okhotsk (Fedoseev et Yablokov, 1964, *in* Wiig *et al.*, 1999), car elle peut abriter de nombreux phoques. En effet, Stirling et Øritsland (1995) croient que, dans certaines régions, la population de phoques annelés nécessaire au maintien de la population d'ours

blancs ne peut pas être assurée uniquement par la productivité estimée de l'habitat de banquise côtière. Il se pourrait donc qu'un habitat de reproduction convenable existe là où la banquise flottante est relativement stable et, à l'instar de la banquise côtière, accumule des congères propices à l'aménagement de tanières de mise bas. Malheureusement, peu de recherches sont réalisées dans ces habitats pour des raisons logistiques.

Tendances en matière d'habitat

Le phoque annelé est une espèce adaptée aux conditions de glace. Par conséquent, la perte de glace de mer constitue une perte d'habitat pour l'espèce. Le phoque annelé est adapté à la glace de mer saisonnière (qui se forme puis fond chaque année) et, dans ce contexte, à une gamme relativement restreinte de conditions de glace de mer. Dans la plus grande partie de l'Arctique, le recrutement et l'abondance sont liés à la fois aux conditions de glace et aux conditions de neige (Harwood *et al.*, 2000; Ferguson *et al.*, 2005; Harwood *et al.*, 2012b; Iacozza et Ferguson, 2014). Des années de glace très épaisse ou de débâcle très tardive peuvent avoir des effets démographiques négatifs (Harwood *et al.*, 2012b).

Tendances en matière de glace de mer

La glace de mer arctique a changé considérablement au cours des 30 dernières années (IPCC, 2013). Dans la majorité de l'aire de répartition du phoque annelé, la durée de la saison des glaces a diminué (Parkinson, 2014; Laidre *et al.*, 2015). Cette situation est attribuable à des débâcles plus hâtives au printemps et à des prises des glaces plus tardives à l'automne (Parkinson et Cavalieri, 2002; Gagnon et Gough, 2005; Howell *et al.*, 2009; Galley *et al.*, 2012; Stern et Laidre, 2016). Le type de glace a également changé : on a observé une diminution de la glace de plusieurs années (qui dure plus d'une année) et, par le fait même, de l'épaisseur de la glace (Kwok *et al.*, 2009; Stroeve *et al.*, 2012; Meier *et al.*, 2014). Le passage d'une glace de plusieurs années à une glace annuelle dans certaines régions (p. ex. archipel arctique canadien) pourrait améliorer l'habitat du phoque annelé mais, dans l'ensemble, la qualité et la disponibilité de l'habitat devraient baisser.

Les détenteurs de connaissances traditionnelles autochtones dans l'aire de répartition de l'espèce au Canada et dans les territoires adjacents (Alaska, Groenland) observent des changements dans la glace de mer. Leurs observations comprennent notamment une prise de glace plus tardive et une débâcle plus hâtive (une saison des eaux libres plus longue), un amincissement de la glace, une réduction de la glace de plusieurs années et de la banquise côtière, et une diminution du nombre d'icebergs et de crêtes de pression. Ces tendances sont signalées d'ouest en est, dans les régions suivantes : Alaska (voir par exemple Voorhees *et al.*, 2014; Huntington *et al.*, 2016, 2017); portion canadienne de la mer de Beaufort (voir par exemple Slavik, 2013; Joint Secretariat, 2015); centre de l'Arctique (voir par exemple Keith *et al.*, 2005; Keith, 2009); bassin de Foxe, baie d'Hudson et détroit d'Hudson (voir par exemple Communities of Ivujivik, Puvirnituk and Kangiqsujuaq *et al.*, 2005; Laidler, 2006; Ford *et al.*, 2009; Laidler *et al.*, 2009; Shannon et Freeman, 2009); détroit de Davis et baie de Baffin (voir par exemple Dowsley, 2005, 2007; Kotierk, 2010); nord du Labrador (York *et al.*, 2015); ouest du Groenland (voir par exemple Born *et al.*, 2011).

Les changements susmentionnés sont liés aux températures océaniques et atmosphériques mondiales, qui augmentent sous l'effet des émissions de gaz à effet de serre (IPCC, 2013), et il est prévu que ces hausses se poursuivent dans un avenir prévisible (Kelly *et al.*, 2010a). Les estimations concernant un été libre de glace dans l'Arctique varient, mais cela pourrait se produire dès 2020 à 2050 (Serreze *et al.*, 2007; Overland et Wang, 2013). Kelly *et al.* (2010a) a réalisé une modélisation explicite des tendances de la glace de mer jusqu'en 2100 en vue du processus d'inscription à la liste de l'ESA des États-Unis et, selon les simulations, la débâcle sera plus hâtive au printemps, la prise des glaces sera plus tardive à l'automne, et la glace de mer se rétractera vers des zones centrales comme le centre de l'archipel canadien. Les auteurs ont également examiné les différences régionales des tendances de la glace de mer et obtenu des résultats similaires, avec toutefois une plus grande incertitude (Kelly *et al.*, 2010a).

Au Svalbard, les modèles indiquent que, si la glace se retire à plus de 600-700 km de la côte de l'archipel, il ne sera plus avantageux sur le plan énergétique pour les phoques qui mettent bas dans ce secteur d'utiliser cette glace de mer pour la recherche de nourriture (Freitas *et al.*, 2008b). Une récente perte de glace près du Svalbard a déplacé la lisière de glace estivale vers des eaux plus profondes et moins productives, ce qui a entraîné une augmentation des coûts énergétiques pour les phoques (Hamilton *et al.*, 2015). On a observé que les variations de l'utilisation accrue d'échoueries terrestres pour le repos coïncidaient avec la perte de glace de mer (Lydersen *et al.*, 2017). Dans la mer Baltique, la perte de glace de mer servant de site de mise bas devrait faire diminuer la population de 16 % par rapport aux valeurs passées d'ici 2100 (Sundqvist *et al.*, 2012).

Tendances en matière de couverture de neige

La couverture de neige sur la glace de mer est importante, car elle assure la protection thermique et le comportement d'évitement des prédateurs chez les petits du phoque annelé (Smith et Stirling, 1975; Lydersen et Smith, 1989; Kelly et Quakenbush, 1990; Smith et Lydersen, 1991). Ferguson *et al.* (2005) ont remarqué une réduction de l'épaisseur de la neige dans l'ouest de la baie d'Hudson, et les détenteurs de connaissances traditionnelles autochtones ont aussi observé des diminutions de la couverture de neige nécessaire à l'aménagement de tanières de mise bas (voir par exemple Keith *et al.*, 2005; Joint Secretariat, 2015). Bien que l'on s'attende à ce que le réchauffement climatique fasse augmenter les précipitations (Walsh, 2008; IPCC, 2013), celles-ci doivent se produire à une température atmosphérique appropriée pour tomber sous forme de neige sur la glace, et l'on prévoit que l'accumulation de neige sur la glace baissera (Kelly *et al.*, 2010a). La réduction de l'accumulation de neige fera diminuer l'habitat disponible pour l'aménagement de tanières subnivales et devancera la fonte de la neige au printemps, ce qui exposera les petits du phoque annelé aux éléments et aux prédateurs (Kelly *et al.*, 2010a). Hezel *et al.* (2012) ont prévu que l'accumulation de neige sera retardée dans les modèles de projection, ce qui entraînera une réduction de l'épaisseur de la neige printanière. De même, la baisse prévue de l'épaisseur de la neige dans la baie d'Hudson devrait exercer des effets directs sur le recrutement du phoque annelé (Iacozza et Ferguson, 2014). À terme, les modèles de changements climatiques

prévoient pour le phoque annelé un sort semblable à celui de l'ours blanc : aucun habitat de reproduction ne sera disponible dans les parties méridionales de l'aire de répartition à cause d'une saison des glaces écourtée (Castro de la Guardia *et al.*, 2013; Hamilton *et al.*, 2014).

Tendances en matière de productivité océanique

Les écosystèmes et les espèces de l'Arctique se sont adaptés à la présence de glace et, par conséquent, tout changement des conditions de glace aura de vastes répercussions sur l'ensemble de l'écosystème dont fait partie le phoque annelé. Parmi les changements déjà observés chez d'autres espèces arctiques figurent une asynchronicité de la disponibilité de proies (Gaston *et al.*, 2005), une expansion des prédateurs vers le nord de l'aire de répartition (Higdon et Ferguson, 2009) et des changements dans la structure communautaire (Grebmeier *et al.*, 2006; Post *et al.*, 2009; Marcoux *et al.*, 2012; voir aussi la section **Menaces et facteurs limitatifs**).

Pour en savoir plus sur les répercussions des tendances expliquées ci-dessus, en particulier les changements climatiques, voir la section **Menaces et facteurs limitatifs**.

BIOLOGIE

L'information sur la biologie du phoque annelé au Canada provient de travaux de recherche ainsi que de connaissances traditionnelles autochtones de toutes les régions de l'aire de répartition mondiale de l'espèce. Rien ne prouve que la biologie du phoque annelé diffère fondamentalement d'une région à l'autre, sauf en ce qui a trait à la productivité du système et à la dynamique de la sous-population.

Cycle vital et reproduction

La section ci-après traite principalement des études sur le cycle vital du phoque annelé au sein de son aire de répartition canadienne, sauf indication contraire. Les variations dans les paramètres démographiques associés à **l'habitat, à la physiologie et à l'adaptabilité** ainsi qu'aux **menaces et aux facteurs limitatifs** sont expliquées dans les sections correspondantes.

Les phoques annelés femelles donnent naissance à un seul petit entre mars et mai, dans une tanière de mise bas qu'elles ont creusée au-dessus d'un trou de respiration dans une congère (Smith et Stirling, 1975; voir la section **Habitat**). Les petits sont allaités de cinq à huit semaines sur la banquise côtière stable (McLaren, 1958a; Smith, 1973; Hammill *et al.*, 1991; Lydersen et Hammill, 1993a) ou seulement trois semaines sur la banquise flottante (Burns, 1970), avant d'être sevrés et abandonnés à peu près lors de la débâcle (Hammill et Smith, 1991). Une période de sevrage plus hâtive, entre la mi-avril et la mi-mai, est observée à des latitudes inférieures, comme la baie d'Hudson, ce qui pourrait assurer une période de lactation ininterrompue dans une région où la débâcle printanière survient plus tôt (Harwood *et al.*, 2000; Chambellant *et al.*, 2012).

Avant d'être sevrés, les petits passent la moitié de leur temps à faire de courtes plongées sous la glace pour s'alimenter (Lydersen et Hammill, 1993b; Furgal *et al.*, 1996; Lydersen, 1998). Le poids des femelles allaitantes peut baisser de 32 % selon les estimations (Hammill *et al.*, 1991), et elles compensent cette perte en utilisant leurs réserves de graisse et en assurant activement un apport supplémentaire par l'alimentation sous la glace (Hammill, 1987; Kingsley, 1990; Kelly et Wartzok, 1996).

Après avoir sevré leurs petits, les phoques annelés femelles passent la majorité de leur temps échouées sur la glace de mer pour muer (Kelly *et al.*, 2010b). Chez les deux sexes, la période de mue a lieu de la fin mars à juillet, le sommet étant atteint en juin (Frost et Lowry, 1981). Durant cette période, les individus se rassemblent sur la glace le long de fissures ou de chenaux pour se prélasser au soleil (McLaren, 1958a; Smith, 1973), probablement pour augmenter la température de la peau afin de favoriser une repousse adéquate des poils (Feltz et Fay, 1966; Boily, 1995; Paterson *et al.*, 2012), processus énergivore (Boily, 1995; voir la section **Physiologie et adaptabilité**). Le temps passé au soleil augmente au fur et à mesure de la période de mue, et les phoques non reproducteurs muent avant les adultes reproducteurs (Vibe, 1950).

Après la débâcle, le phoque annelé maximise son énergie et ses réserves en se nourrissant de façon intensive durant la saison des eaux libres (Young et Ferguson, 2013a). Dans l'ensemble, l'alimentation du phoque annelé varie grandement selon la disponibilité des diverses espèces de proies dans la région. À l'échelle de l'aire de répartition, l'espèce se nourrit d'une grande variété de proies pélagiques et benthiques. Cependant, à des échelles géographiques plus précises, elle a tendance à se nourrir principalement de deux à quatre espèces (McLaren, 1958a; Johnson *et al.*, 1966; Weslawski, 1994; Siegstad *et al.*, 1998; Yurkowski *et al.*, 2016c), les plus communes étant les poissons pélagiques évoluant en bancs, comme la morue polaire (*Boreogadus saida*), ainsi que les amphipodes, les euphausiacés, les crevettes et d'autres crustacés (Chambellant, 2010; Cleator, 2001).

La composition du régime alimentaire du phoque annelé varie en fonction de la latitude (McLaren, 1958a; Yurkowski *et al.*, 2016b, c), le lançon (*Ammodytes* spp.) et le capelan (*Mallotus villosus*) étant les éléments prédominants dans le sud de l'aire de répartition, comme l'ouest de la baie d'Hudson (Chambellant, 2010; Chambellant *et al.*, 2013), le sud-est de la baie d'Hudson (Breton-Provencher, 1979; Young et Ferguson, 2013b), la baie d'Ungava et le nord du Labrador (McLaren, 1958a). Dans les régions du nord, comme l'ouest de l'Arctique canadien (Smith, 1987), l'Extrême-Arctique canadien (Bradstreet et Finley, 1983), le nord du bassin de Foxe, le sud-ouest de l'île de Baffin (McLaren, 1958a), le nord de l'île de Baffin (Holst *et al.*, 2001) et la baie Resolute (Matley *et al.*, 2015; Yurkowski *et al.*, 2016a), c'est plutôt la morue polaire qui est la proie principale. Yurkowski *et al.* (2016b, 2016c) ont observé des tendances latitudinales du régime alimentaire, qu'ils ont expliquées par les différences de disponibilité de proies.

Dans le cadre d'études sur l'alimentation du phoque annelé, trois autres formes de variations ont été explorées — la classe d'âge, la variation saisonnière et la variation

interannuelle — les deux dernières étant expliquées dans les sections **Habitat** et **Physiologie et adaptabilité**. Certaines études ont révélé que les petits se nourrissaient davantage d'invertébrés que les adultes (Lowry *et al.*, 1980; Bradstreet et Finley, 1983; Smith, 1987; Holst *et al.*, 2001; Crawford *et al.*, 2015), tandis que d'autres n'ont pas constaté de différence significative sur le plan biologique (McLaren, 1958a; Holst *et al.*, 2001; Chambellant *et al.*, 2013). Durant leur première année, les petits semblent pouvoir se nourrir uniquement à de faibles profondeurs en raison de leur taille (Kelly et Wartzok, 1996).

Chez les petits, le rapport entre les mâles et les femelles est de 1:1, et il persiste jusqu'à l'âge adulte (McLaren, 1958a; Smith, 1973; Breton-Provencher, 1979; Smith, 1987; Holst *et al.*, 1999; Chambellant, 2010). Il a été démontré que l'âge moyen à la maturité variait selon la productivité de l'environnement (Holst et Stirling, 2002; Krafft *et al.*, 2006). Dans la plupart des régions, les phoques annelés des deux sexes atteignent la maturité sexuelle à l'âge de quatre à sept ans (McLaren, 1958a; Mansfield, 1967; Tikhomirov, 1968; Smith, 1973, 1987; Holst *et al.*, 1999; Holst et Stirling, 2002), bien que certaines femelles puissent atteindre la maturité à trois ans (Krafft *et al.*, 2006) ou à neuf ans (Kingsley et Byers, 1998). La maturité et l'ovulation sont liées à la condition physique, et les femelles en ovulation présentent souvent une meilleure condition physique que celles qui ne sont pas en ovulation (Harwood *et al.*, 2000, 2012b). Bien que les femelles se nourrissent durant la lactation pour soutenir la demande d'énergie, leur condition physique décline pendant cette période (Lydersen, 1995; Lydersen et Kovacs, 1999). Nguyen *et al.* (2017) incitent à la prudence lorsque le taux d'ovulation est utilisé comme indicateur absolu de l'efficacité de la reproduction chez le phoque annelé. Par exemple, dans la baie d'Hudson, aucun lien n'a été découvert entre le taux d'ovulation, la gestation et le pourcentage de petits dans les récoltes de l'automne (Chambellant *et al.*, 2012; Young *et al.*, 2015).

Le système de reproduction du phoque annelé n'est pas encore complètement bien compris. Certains pensent qu'il est basé sur une polygynie légère et la défense des ressources (Smith et Hammill, 1981; Kingsley, 1990; Yurkowski *et al.*, 2011), alors que d'autres soutiennent que l'espèce est monogame ou qu'elle suit un système de reproduction mixte (Kelly *et al.*, 2010b). Les arguments en faveur d'une polygynie limitée reposent sur plusieurs observations : comportement agressif et morsures chez des mâles adultes et subadultes (Smith et Hammill, 1981; Smith, 1987; Smith *et al.*, 1991; mais voir également Kelly *et al.*, 2010b; Crawford *et al.*, 2015); ségrégation entre les classes d'âge et disparité des rapports entre les sexes dans les sites de reproduction sur la banquise côtière (Smith, 1987); augmentation des vocalisations sous-marines durant la période de reproduction (Stirling *et al.*, 1983; mais voir également Richardson *et al.*, 1995); limitation des plongées (Kelly et Wartzok, 1996); limitation des déplacements des mâles durant la période de reproduction; marquage odorant de la part des mâles (Smith, 1987; Hardy *et al.*, 1991; Ryg *et al.*, 1992), qui pourrait indiquer que ces derniers protègent le trou de respiration principal d'une femelle ayant mis bas jusqu'à ce qu'elle devienne réceptive (Kelly *et al.*, 2010b). Kelly *et al.* (2010b) font également valoir que la nécessité de maintenir des trous de respiration empêche la polygynie et que les phoques annelés mâles recourent à des stratégies mixtes, à l'instar des phoques à capuchon (*Cystophora cristata*) mâles (Kovacs, 1990).

À la prise des glaces, les adultes et les subadultes en voie d'atteindre la maturité se rendent dans les sites de reproduction et tentent d'établir leur territoire; certains montrent des signes de fidélité au site en hiver et au printemps (McLaren, 1958a; Smith et Hammill, 1981; Kelly et Quakenbush, 1990; Krafft *et al.*, 2007; Kelly *et al.*, 2010b). Les adultes sexuellement matures ont tendance à occuper la banquise stable, un habitat de choix convenant aux tanières de mise bas (McLaren, 1958a; Smith, 1973; Smith et Hammill, 1981). On a observé des subadultes se faire chasser des meilleurs sites de reproduction par des adultes (Stirling, 1973; Smith, 1987), et la plupart passent l'hiver le long de la lisière de glace, de chenaux ou de polynies (McLaren, 1958a; Stirling *et al.*, 1981; Krafft *et al.*, 2007; Crawford *et al.*, 2012; pour en savoir plus sur la dispersion des subadultes, voir la section **Déplacements et dispersion**).

Le pic de la spermatogenèse survient lorsque les mâles sont en rut, de mars à la mi-mai; les testicules atteignent également leur taille maximale durant cette période (McLaren, 1958a; Johnson *et al.*, 1966). Les glandes sébacées et apocrines des mâles produisent aussi des sécrétions faciales très odorantes (Smith et Stirling, 1975; Hardy *et al.*, 1991). Certains estiment que cette odeur sert à marquer le territoire ou à attirer les femelles qui s'y trouvent en déclenchant l'œstrus (Hardy *et al.*, 1991; Ryg *et al.*, 1992). Les connaissances traditionnelles autochtones provenant du secteur du bras Admiralty au Nunavut montrent que la sécrétion de cette odeur par les mâles adultes commence peu après la consolidation de la glace et se poursuit jusqu'à ce que les phoques s'échouent sur la glace avant et pendant la mue en juin (Furgal *et al.*, 2002), ce qui constitue une période plus longue que celle rapportée dans la littérature scientifique dans le passé (Hardy *et al.*, 1991; Ryg *et al.*, 1992).

Les femelles ovulent vers la fin de la période de lactation (Smith, 1987), et l'on pense que l'accouplement a lieu sous l'eau à peu près au moment où les petits sont sevrés, soit entre la mi-mai et la fin mai (Smith, 1987; Lydersen, 1995). La gestation (en règle générale de 10 à 11 mois) se divise en une période d'implantation différée (environ 2 à 3 mois) et en une période de gestation active (environ 8 mois) (McLaren, 1958a; Smith, 1987; Hammill et Smith, 1989), ce qui est plus long que pour de nombreux autres pinnipèdes. Les années de glace épaisse sont associées à plusieurs déclin de reproduction depuis les années 1970 (Smith, 1987; Kingsley et Byers, 1998; Harwood *et al.*, 2000, 2012b; Stirling, 2002; Nguyen *et al.*, 2017). De plus, les années de glace mince peuvent nuire à la reproduction (Ferguson *et al.*, 2017; pour en savoir plus, voir les sections **Habitat** et **Menaces et facteurs limitatifs**).

Le phoque annelé est relativement longévif. L'âge maximal répertorié est de 43 à 45 ans (McLaren, 1958a; Lydersen et Gjertz, 1986). Néanmoins, il est plutôt rare d'observer des phoques de plus de 20 ans à l'état sauvage (Lydersen et Gjertz, 1986; Smith, 1987; Holst *et al.*, 1999), et l'âge moyen des femelles est supérieur à celui des mâles (Lydersen et Gjertz, 1986). Globalement, la longévité moyenne de l'espèce serait de 15-20 (Frost et Lowry, 1981) à 25-30 ans (Kovacs, 2014). Les causes de mortalité sont expliquées dans **Relations interspécifiques** et **Menaces et facteurs limitatifs**.

La durée de génération du phoque annelé, mesurée d'après l'âge moyen des parents au sein de la population, est incertaine. Il existe des lacunes dans les connaissances concernant les paramètres démographiques de la population, les taux de survie, le nombre relatif de femelles adultes d'un âge donné, et l'âge de la plus vieille femelle reproductrice. Tous ces facteurs varient également sur le plan spatiotemporel (Holst et Stirling, 2002; Krafft *et al.*, 2006). Compte tenu du manque de données empiriques fiables, on a estimé la durée de génération en appliquant le principe de précaution et en recourant à la troisième méthode de calcul recommandée par l'Union internationale pour la conservation de la nature (IUCN, 2013), où :

Durée de génération = âge à la première reproduction + z (durée de la période reproductrice)

Lorsque $z = 0,5$ est utilisé en l'absence de données empiriques sur la survie et la fécondité relative des jeunes individus par rapport aux individus plus âgés au sein de la population, la durée de génération résultante est de 13 ans [$6 + 0,5 (14) = 13$], en supposant que la plupart des phoques ne vivent pas au-delà de 20 ans (voir ci-dessus). La même estimation est obtenue à l'aide de l'approche proposée par Pianka (1988), soit :

Durée de génération = (âge à la première reproduction + âge à la dernière reproduction) / 2

La valeur calculée ici (13 ans) se situe entre les autres estimations de 18,6 ans (Lowry, 2016) ou de 11 ans (Smith, 1973; Palo *et al.*, 2001). Kelly *et al.* (2010a) ont affirmé que la durée de génération du phoque annelé était « longue », mais n'ont rapporté aucune valeur empirique.

Physiologie et adaptabilité

Le phoque annelé est le phoque le plus largement répandu dans l'Arctique (Allen, 1880; Chapskii, 1940; King, 1983); il s'est d'abord adapté aux extrêmes de l'Arctique puis, plus récemment, aux prédateurs de surface (Smith et Stirling, 1975; Smith, 1976; Kingsley, 1990; Stirling *et al.*, 1991; Stirling et Øritsland, 1995). Ayant évolué dans des milieux difficiles caractérisés par de longues périodes de temps froid et de couvert de glace, le phoque annelé est spécifiquement adapté au maintien de trous de respiration, qu'il creuse en grattant la glace de mer avec les griffes de ses nageoires avant (Stirling, 1974, 1977; Smith et Stirling, 1975). L'espèce est également en mesure de s'adapter en fonction de la disponibilité de nourriture, qui est variable, ainsi qu'à des périodes prévisibles de bilan énergétique positif et négatif (Harington, 2008).

Graisse

Le corps du phoque annelé a évolué pour s'adapter aux eaux arctiques. Pour maximiser la graisse disponible comme isolant, celle-ci est distribuée uniformément dans tout le corps, sauf dans la partie postérieure, laquelle est qualifiée de « surisolée » étant donné le rapport élevé entre l'épaisseur de la graisse et le rayon du corps. Ryg *et al.* (1988)

ont décrit la distribution de la graisse chez le phoque annelé et ont observé que la perte de graisse était plus rapide dans cette région surisolée pendant les périodes de perte de masse (p. ex. durant la mue, lorsque les phoques peuvent perdre de 30 à 35 % de leur réserve de graisse [Ryg *et al.*, 1990]), ce qui en réduit les incidences thermiques négatives. Ryg *et al.* (1988) ont également laissé entendre que cette distribution de la graisse pouvait refléter un compromis entre l'isolation et la silhouette hydrodynamique nécessaire pour contrer la résistance de l'eau pendant la nage. Il a été avancé qu'un stress thermique durant la période d'hyperphagie pouvait constituer une menace si le phoque annelé devenait surisolé alors que les températures de l'eau demeuraient élevées (Ferguson *et al.*, 2017).

Plongée

Des modèles de suivi en trois dimensions ont permis de déterminer que les plongées du phoque annelé servaient soit aux déplacements, à l'exploration ou à la recherche de nourriture/socialisation, et ils indiquent que les individus peuvent passer d'un comportement à un autre plusieurs fois durant une plongée (Simpkins *et al.*, 2001).

Le phoque annelé peut plonger à des profondeurs supérieures à 250 m et rester sous l'eau pendant plus de 20 min, mais les plongées de moins de 10 minutes demeurent les plus courantes (Lydersen, 1991; Kelly et Wartzok, 1996; Teilmann *et al.*, 1999; Gjertz *et al.*, 2000; Born *et al.*, 2004; Crawford *et al.*, 2019). La capacité à plonger varie selon la masse corporelle, les individus plus grands étant capables de plonger plus profondément et plus longtemps (Kelly et Wartzok, 1996; Kelly, 1997; Teilmann *et al.*, 1999; Kunnasranta *et al.*, 2002). Le comportement de plongée varie également selon le sexe (Kelly et Wartzok, 1996; Teilmann *et al.*, 1999; Harwood *et al.*, 2015). En hiver, les femelles effectuent davantage de plongées plus profondes et plus longues comparativement aux mâles et aux subadultes, probablement pour répondre aux besoins énergétiques de la mise bas et de l'allaitement à venir (Harwood *et al.*, 2015).

Le phoque annelé effectue la plupart de ses plongées le jour à la fin de l'été, à l'automne et en hiver, et plonge surtout la nuit durant les périodes de reproduction et de mue, du printemps au début de l'été (Kelly et Quakenbush, 1990; Lydersen, 1991; Teilmann *et al.*, 1999; Kunnasranta *et al.*, 2002; Carlens *et al.*, 2006; Kelly *et al.*, 2010b). Le phoque annelé peut plonger et se nourrir toute l'année, y compris durant les périodes d'obscurité (Johnson *et al.*, 1966) grâce à sa capacité de s'orienter même en l'absence de lumière (Hyvärinen, 1989; Wartzok *et al.*, 1992). Des expériences menées sur des individus en captivité indiquent que les phoques utilisent majoritairement leur vue pour repérer les trous de respiration depuis sous la glace, puis leur ouïe et leurs vibrisses (moustaches; sens du toucher) pour s'orienter sur de courtes distances (Elsner *et al.*, 1989).

Les moustaches (vibrisses) semblent être importantes pour l'adaptation spatiale des mammifères plongeurs dépourvus de sonar, et les phoques présentent un nombre élevé de fibres nerveuses qui entrent dans chaque follicule de leurs vibrisses, comparativement à d'autres mammifères. Hyvärinen et Katajisto (1984) ont émis l'hypothèse selon laquelle les vibrisses permettraient aux phoques : 1) de conserver leurs fonctions sensorielles en eaux

froides (le glycogène servant de source d'énergie quand les conditions de plongée sont anaérobies); 2) de chasser en détectant le sillage turbulent de leur proie (Beem et Triantafyllou, 2015).

Tanières

Grâce à son corps profilé et riche en gras, le phoque annelé est bien adapté à la plongée. En revanche, il est moins mobile sur les surfaces dures, ce qui accroît sa vulnérabilité aux prédateurs en surface. Selon l'hypothèse de Smith *et al.* (1991), ces deux pressions sélectives ont forcé le phoque annelé à adopter une stratégie évolutive différente de celle de son homologue de l'Antarctique, de taille plus grande, le phoque de Weddell (*Leptonychotes weddellii*), qui donne naissance à ses petits sur la glace. Le phoque annelé construit des tanières subnavales (sous la neige) sur la glace de façon à protéger ses petits.

Les tanières subnavales sont généralement de deux types — les tanières de mise bas et les tanières de repos (ou d'échouerie) — et sont construites au sein de complexes permettant au phoque annelé d'échapper aux prédateurs (Smith et Stirling, 1975; pour en savoir plus sur les tanières, voir la section **Habitat**). Les tanières de mise bas offrent une protection physique et thermique essentielle à la survie des nouveau-nés. Bien que les petits soient protégés de l'air froid et sec par le lanugo qui les recouvre à la naissance (Øritsland et Ronald, 1973, 1978; voir la section **Description morphologique**), ils sont susceptibles de souffrir d'une hypothermie irréversible lorsqu'ils sont mouillés et exposés aux éléments (Smith *et al.*, 1991). Par conséquent, pour regagner la thermoneutralité, ils dépendent des tanières de mise bas, où il peut faire de 15 à 27 °C de plus que la température ambiante (Kelly et Quakenbush, 1990; Smith *et al.*, 1991).

Dans la plupart des cas, les petits pénètrent dans l'eau pour se nourrir, mais il peut arriver que l'approche de prédateurs les force à plonger, auquel cas la présence d'un complexe de tanières de remplacement (Smith et Stirling, 1975; Smith et Stirling, 1978; Smith et Hammill, 1981) devient importante. Le taux de réussite relativement faible des tentatives de prédation par l'ours blanc dans les tanières (Smith, 1980; Hammill et Smith, 1990, 1991) confirme l'efficacité du complexe de tanières de mise bas à protéger le phoque annelé contre la prédation par l'ours. Les tanières de repos sont censées offrir une protection similaire aux subadultes et aux adultes, mais peu d'études ont été réalisées sur les mécanismes en jeu (Taugbøl, 1984; Smith *et al.*, 1991). Une étude (Kelly et Quakenbush, 1990) a laissé entendre que les complexes de tanières rapprochées étaient l'œuvre de nombreux phoques et qu'ils procuraient un avantage contre les « invasions de prédateurs » dans les secteurs où ceux-ci sont nombreux. Cependant, il est aussi possible que ces tanières présentent d'autres avantages au sein de cette structure sociale encore mal comprise.

Vocalisations

Plusieurs études ont analysé les vocalisations des phoques annelés sauvages de l'Arctique canadien (Stirling, 1973; Smith et Stirling, 1978; Stirling *et al.*, 1983; Calvert et Stirling, 1985; Jones *et al.*, 2014). Parmi les types d'appels décrits figurent les

glapissements, les jappements, les grognements et les aboiements, dont la plupart durent moins de 0,5 seconde. Peu de variations interannuelles ou géographiques ont été relevées, mais des différences saisonnières ont été détectées, et il se fait moins d'appels lors des périodes d'eaux libres (Jones *et al.*, 2014).

Le phoque annelé possède un répertoire vocal restreint et de faible volume, et la faible variation géographique du comportement acoustique corrobore à la fois l'hypothèse de l'existence d'une forte pression sélective pour éviter d'être détecté sous la glace (Stirling, 1973; Stirling *et al.*, 1983; Stirling et Thomas, 2003) et l'observation d'un champ auditif de trois octaves au-dessus de la limite supérieure de la gamme vocale dominante chez l'espèce (Sills *et al.*, 2015). Le phoque annelé dépend également, jusqu'à un certain point, de repères acoustiques pour détecter les proies, s'orienter dans les eaux arctiques et éviter les prédateurs — en particulier dans une tanière, où les prédateurs en approche ne peuvent pas être détectés par la vue (Schusterman *et al.*, 2000).

Soins parentaux

Chez le phoque annelé, les petits croissent plutôt lentement en comparaison aux autres phocidés du nord et sont allaités relativement longtemps, ce qui nécessite un investissement considérable en temps et en énergie de la part des femelles (McLaren, 1958a; Smith, 1987; Hammill *et al.*, 1991). Toutefois, cette stratégie semble constituer une meilleure adaptation que celle employée par d'autres espèces, qui doivent constituer des réserves de graisse et, ainsi, absorber un coût énergétique élevé (Smith *et al.*, 1991). Les femelles semblent aussi compenser de façon active tout poids perdu durant la lactation en se nourrissant sous la glace (Hammill, 1987; Hammill *et al.*, 1991; Smith *et al.*, 1991).

Vigilance

Il est difficile d'étudier de manière exhaustive le comportement d'une espèce qui passe la majorité du temps dans des tanières subnavales ou dans l'eau, mais il semble que le phoque annelé adopte de nombreux comportements de vigilance lorsqu'il est échoué sur la glace : il scrute son environnement avant de sortir de l'eau, il retourne dans l'eau et en ressort plusieurs fois avant de s'installer sur la glace, et il lève régulièrement la tête pendant qu'il se prélassé au soleil (Smith et Hammill, 1981). Les phoques semblent utiliser la vue, l'odorat et l'ouïe pour détecter les menaces potentielles. On pense qu'il s'agit là d'une importante adaptation à la pression sélective exercée par les prédateurs de surface (Stirling, 1977; Smith et Hammill, 1981; les prédateurs sont également abordés dans la section **Relations interspécifiques**). Les comportements de vigilance varient considérablement d'un individu à l'autre, ce qui constitue une autre preuve de l'existence d'une stratégie coévolutive, étant donné que les prédateurs pourraient réussir à capturer davantage de proies d'après des tendances suivies (Stirling, 1974; Smith et Hammill, 1981). Des renseignements supplémentaires sur le comportement de vigilance sont présentés dans la section **Habitat**.

Déplacements et dispersion

On trouve le phoque annelé dans l'ensemble de l'Arctique, et des études de suivi ont révélé que les habitudes de déplacement et de dispersion différaient selon les saisons et les latitudes. Si les déplacements peuvent être restreints durant l'hiver, vraisemblablement à cause des conditions de glace de mer, certains subadultes et adultes parcourent de longues distances l'été, lorsque l'étendue de la glace de mer est minimale (Kelly et Quakenbush, 1990; Teilmann *et al.*, 1999; Gjertz *et al.*, 2000; Born *et al.*, 2004; Harwood *et al.*, 2007, 2012a, 2015; Freitas *et al.*, 2008a; Kelly *et al.*, 2010b; Crawford *et al.*, 2012; Yurkowski *et al.*, 2016a).

Étant donné qu'aucune étude n'a suivi de phoques individuellement sur plusieurs années, seuls des aperçus sont disponibles pour caractériser la superficie du domaine vital. Durant la saison des glaces, le domaine vital tend à être plus petit, car la glace limite les déplacements, et c'est d'autant plus le cas lorsque des territoires sont établis sur la banquise côtière. En revanche, il peut être beaucoup plus grand au même moment de l'année si des animaux se trouvent sur de la glace mobile ou près de polynies. Lors de la débâcle et de la saison des eaux libres, et/ou dans le cas des juvéniles et des subadultes, le domaine vital peut être vaste. Plusieurs études ont observé des adultes et des subadultes se déplacer sur de grandes distances (Smith, 1987; Heide-Jørgensen *et al.*, 1992a; Kapel *et al.*, 1998; Gjertz *et al.*, 2000; Freitas *et al.*, 2008a; Kelly *et al.*, 2010b; Crawford *et al.*, 2012; Luque *et al.*, 2014; Yurkowski *et al.*, 2016b).

La taille du domaine vital peut grandement varier d'un individu à l'autre, mais elle est en général plus petite chez les adultes que chez les subadultes (Luque *et al.*, 2014). Des domaines vitaux de 10 300 à 18 500 km² ont été décrits dans la région des eaux du Nord (Teilmann *et al.*, 1999; Born *et al.*, 2004), et les contours de probabilité à 90 % correspondaient, en moyenne, à 21 649 km² pour les mâles adultes, à 76 658 km² pour les femelles adultes et à 122 854 km² pour les subadultes dans les régions de la baie Prince Albert et de l'est du golfe Amundsen. Les domaines vitaux d'hiver, quant à eux, étaient en moyenne 15 % plus petits (Harwood *et al.*, 2015). De même, les domaines vitaux en eaux libres des phoques annelés de la partie canadienne de la mer de Beaufort étaient plus petits (de moins de 1 à 13,9 km² pour les mâles et de moins de 1 à 27,9 km² pour les femelles), mais leur superficie a peut-être été sous-estimée. Certains individus ont parcouru en été des distances allant jusqu'à 1 800 km de leur domaine vital d'hiver/de printemps, puis sont retournés dans les mêmes sites de 1 à 2 km² en hiver (Kelly *et al.*, 2010b).

De plus en plus de preuves démontrent que les adultes sont philopatriques, c'est-à-dire qu'ils retournent chaque année, à l'automne, aux mêmes sites d'hivernage et de reproduction sur la banquise côtière (Smith et Hammill, 1981; Kelly *et al.*, 2010b). Ils présentent possiblement des habitudes similaires à celles de leur homologue de l'Antarctique, le phoque de Weddell qui, avec l'âge, affiche une fidélité de plus en plus grande à l'égard des sites, notamment les sites où la reproduction a été fructueuse (Cameron *et al.*, 2007).

Lorsque les adultes commencent à établir leur territoire dans les meilleurs sites de reproduction avant la prise des glaces, certains subadultes entreprennent des déplacements sur de longues distances (Smith, 1987; Heide-Jørgensen *et al.*, 1992a; Teilmann *et al.*, 1999; Freitas *et al.*, 2008a; Harwood *et al.*, 2012a). Certains parcourent des milliers de kilomètres jusqu'à des secteurs où les proies abondent (Kapel *et al.*, 1998; Freitas *et al.*, 2008a; Kelly *et al.*, 2010b; Crawford *et al.*, 2012; Harwood *et al.*, 2012a). Il s'agit probablement d'une stratégie d'adaptation destinée à réduire la compétition avec les adultes pour les ressources (McLaren, 1958a; Smith et Hammill, 1981; Smith, 1987; Hammill et Smith, 1989; Freitas *et al.*, 2008a; Crawford *et al.*, 2012). Dans d'autres régions, les déplacements ont été liés à l'avancement et au retrait des glaces (voir par exemple Crawford *et al.*, 2012).

Lors des déplacements, la vitesse des subadultes varie. Certaines des vitesses les plus élevées (0,9 m/s) ont été observées dans l'ouest de l'Arctique canadien, où des distances de déplacement de 2 138 km entre la partie canadienne de la mer de Beaufort et la mer des Tchouktches ont été relevées (Harwood *et al.*, 2012b). Ces individus se déplaçaient à moins de 100 km du littoral, au-dessus du plateau ou du talus continental, traversant les frontières de trois pays.

Relations interspécifiques

Prédateurs

L'ours blanc, le renard arctique (*Vulpes lagopus*) et l'être humain sont les principaux prédateurs du phoque annelé. Des études scientifiques et des études sur les connaissances traditionnelles autochtones telles que celles de Cleator (2001), de Furgal *et al.* (2002), de Keith *et al.* (2005) et du Secrétariat mixte (Joint Secretariat, 2015) ont permis de mieux comprendre la dynamique prédateur-proie au Canada. Les utilisations humaines du phoque annelé, dont la chasse, sont abordées dans les sections **Importance de l'espèce** et **Menaces et facteurs limitatifs**. Parmi les autres prédateurs figurent le morse (*Odobenus rosmarus*), la laimargue atlantique (*Somniosus microcephalus*), l'épaulard (*Orcinus orca*) et, à l'occasion, le Grand Corbeau (*Corvus corax*), les mouettes et goélands (famille des Laridés), le renard roux (*Vulpes vulpes*), le loup gris (*Canis lupus*) et le carcajou (*Gulo gulo*) (Kingsley, 1990; Reeves, 1998; Ridoux *et al.*, 1998; Kelly *et al.*, 2010a; Lowry, 2016).

L'alimentation de l'ours blanc se compose principalement de phoques annelés et de phoques barbues (*Erignathus barbatus*), mais elle peut varier selon les régions et les périodes (Stirling et Archibald, 1977; Smith, 1980; Stirling et Øritsland, 1995; Derocher *et al.*, 2002, 2004; Thiemann *et al.*, 2008; Galicia *et al.*, 2016). Lorsque la période de mise bas du phoque annelé commence à la fin du printemps, l'ours blanc entre dans une période d'alimentation intensive qui se poursuit jusqu'au début de l'été afin de reconstituer ses réserves de graisse (Stirling et McEwan, 1975; Stirling et Archibald, 1977; Smith, 1980; Ramsay et Stirling, 1988). Il tue principalement les nouveau-nés en brisant le toit des tanières de mise bas, et tente de capturer la mère à son retour dans la tanière (Stirling et McEwan, 1975; Smith, 1980; Kelly *et al.*, 2010a; Joint Secretariat, 2015). La

prédation exercée par l'ours blanc augmente considérablement lorsque les petits sont exposés prématurément à cause de conditions exceptionnellement douces ou lorsque l'épaisseur de la neige diminue (Hammill et Smith, 1991).

Les ours chasseurs détruisent habituellement plus d'une tanière de mise bas dans leur tentative de tuer un phoque. Les variations interannuelles des conditions de neige peuvent réduire la capacité des ours à détecter des tanières et à y entrer (Ramsay et Stirling, 1988), et les petits qui se trouvent dans des tanières au toit mince sont plus vulnérables aux prédateurs que ceux qui se trouvent dans des tanières au toit épais (Smith et Stirling, 1975; Hammill et Smith, 1991; Furgal *et al.*, 1996; Joint Secretariat, 2015). On a vu des ours blancs contourner les tanières subnavales non conçues pour la mise bas et occupées par des adultes, et certains semblaient éviter de manière sélective les tanières de mâles en rut (Smith, 1980). Smith (1980) a laissé entendre que la forte odeur associée aux mâles matures rendait la viande moins appétissante.

L'ours blanc traque également les phoques étendus sur la glace ou près de leurs trous de respiration (Kumlien, 1879; Freuchen, 1935), surtout pendant la mue, qui commence à la fin du printemps/au début de l'été, période où les ours continuent d'accumuler des réserves de graisse afin de survivre à la période sans glace. Les ours chassent aussi le phoque annelé durant l'hiver. Durant cette saison, ils réussissent davantage à capturer des subadultes à la lisière de glace et dans les zones de cisaillement que des adultes reproducteurs sur la banquise côtière (Kingsley, 1990). Il existe des comptes rendus d'ours blancs qui s'attaquent à des phoques annelés en train de nager (Furnell et Ooloojuk, 1980), mais de tels événements sont rares.

Dans une moindre mesure que l'ours blanc, le renard arctique est aussi un important prédateur du phoque annelé (Smith *et al.*, 1991). Les renards tuent les phoques nouveau-nés en creusant dans la tanière de mise bas (Kumlien, 1879; Degerbøl et Freuchen, 1935; Smith, 1976). Ils semblent capables de tuer uniquement les nouveau-nés (Smith *et al.*, 1991). On a aussi signalé un cas de prédation du renard roux sur un petit du phoque annelé (Andriashek et Spencer, 1989).

Les morses de l'Atlantique (*Odobenus rosmarus rosmarus*) et du Pacifique (*O. r. divergens*) se nourrissent également de phoques annelés (Vibe, 1950; Mansfield, 1958; Fay, 1960; Lowry et Fay, 1984). La plupart des phoques que mangent les morses du Pacifique sont des proies qu'ils ont chassées, plutôt que des carcasses (Lowry et Fay, 1984). Par ailleurs, la présence de morses de l'Atlantique incite généralement les phoques annelés à s'éloigner d'une zone (Reeves, 1998).

La laimargue atlantique est commune dans presque tout l'Arctique, et le phoque annelé peut constituer une partie importante de son alimentation (Fisk *et al.*, 2002; McMeans *et al.*, 2010; Leclerc *et al.*, 2012), mais la fréquence de prédation globale par cette espèce est inconnue (Kelly *et al.*, 2010a).

L'épaulard est un prédateur du phoque annelé en eaux libres, le long de la lisière de glace ou dans des zones où la concentration de glace est faible, mais il est limité par son incapacité à pénétrer profondément dans la banquise flottante (Kelly *et al.*, 2010a).

Parmi les autres prédateurs des petits du phoque annelé figurent les loups, les chiens, le carcajou et le Grand Corbeau (Kumlien, 1879; Burns, 1970; Lydersen et Smith, 1989; Kingsley, 1990; Burns *et al.*, 1998; Reeves, 1998). Smith *et al.* (1991) ont avancé que la prédation par le Goéland bourgmestre (*Larus hyperboreus*) constituait un des facteurs limitatifs les plus importants de l'aire de répartition méridionale du phoque annelé. Les nouveau-nés, dissimulés dans les tanières, sont généralement protégés des prédateurs de surface autres que l'ours blanc et le renard arctique (voir la section **Physiologie et adaptabilité**, ainsi qu'une explication des répercussions des changements climatiques à la section **Menaces et facteurs limitatifs**).

Non-prédateurs

Bien que le phoque annelé occupe des zones de la glace de mer qui sont impénétrables par d'autres espèces arctiques durant l'hiver, il rencontre une grande variété d'espèces durant la saison des eaux libres ainsi que sur la banquise flottante. Là où l'alimentation du phoque annelé recoupe celle de ces autres espèces, la compétition qui en résulte pourrait être un facteur influant sur la répartition et l'abondance dans certaines circonstances (Kovacs, 2014).

Parmi les espèces qui peuvent entrer en compétition avec le phoque annelé figurent les oiseaux de mer, les poissons et d'autres mammifères marins, dont d'autres pinnipèdes, comme le morse de l'Atlantique, le phoque barbu, le phoque du Groenland (*Pagophilus groenlandicus*), le phoque commun (*Phoca vitulina*) et le phoque à capuchon, mais peu de chercheurs ont étudié ces relations de compétition. Wathne *et al.* (2000) ont constaté un chevauchement de niches complet entre les régimes alimentaires du phoque annelé et du phoque du Groenland dans la mer de Barents; cependant, ils ont également constaté une spécificité de niche, le phoque du Groenland s'attaquant à des poissons de plus grande taille que le phoque annelé. Le phoque du Groenland, qui migre vers l'Arctique au cours de l'été, pourrait être un compétiteur saisonnier d'importance. Certains signes indiquent que le phoque commun est de plus en plus présent dans la baie d'Hudson (Florko *et al.*, 2018), et un certain chevauchement entre les régimes alimentaires des deux espèces a été observé (Young *et al.*, 2010).

L'aire de répartition du phoque annelé recoupe également celle de cétacés arctiques, comme le béluga (*Delphinapterus leucas*), le narval (*Monodon monoceros*) et la baleine boréale (*Balaena mysticetus*). Le phoque annelé privilégie certaines des mêmes aires géographiques que la baleine boréale et le béluga pour se nourrir à la fin de l'été, probablement parce qu'il s'agit de zones très productives (Harwood, 1989; Harwood et Stirling, 1992; Harwood *et al.*, 2015). Ce chevauchement peut aussi entraîner une compétition pour les ressources alimentaires, surtout entre le phoque annelé et le béluga (Yurkowski *et al.*, 2016b).

TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS

Activités et méthodes d'échantillonnage

Diverses techniques sont employées pour étudier le phoque annelé à de multiples échelles spatiales : relevés à bord de navires (voir par exemple McLaren, 1958b, 1962; Diemer *et al.*, 2011); relevés des phoques et de leurs trous de respiration à bord d'aéronefs avec pilote (au moyen de diverses méthodes de détection : visuelles, photographiques, à infrarouges; voir par exemple Burns et Harbo, 1972; Stirling *et al.*, 1982; Lunn *et al.*, 1997; Chambellant *et al.*, 2012; Young *et al.*, 2015); recherches sur la glace de trous ou de tanières à l'aide de chiens détecteurs entraînés (Smith et Stirling, 1978; Hammill et Smith, 1990; Williams *et al.*, 2006).

La plupart des estimations de l'abondance ou de la densité proviennent de relevés aériens, lesquels sont habituellement réalisés au cours de la période d'exposition au soleil du printemps, moment où le plus grand nombre de phoques devraient se rassembler pour la mue. On multiplie parfois le nombre de phoques sur la glace par un facteur de correction pour estimer la taille de la population, ou on utilise le nombre de phoques échoués comme indice de population. Les conditions environnementales peuvent influencer sur les rassemblements. En outre, le moment de la fonte annuelle de la neige et de la glace varie considérablement d'une année à l'autre (revu par Kelly *et al.*, 2010a). Par conséquent, à moins que les relevés soient réalisés dans des conditions météorologiques et des conditions de glace similaires, les comparaisons entre les années peuvent être erronées, et ce, même si les relevés ont été effectués au même moment de l'année (Kelly *et al.*, 2010a).

Il est difficile d'évaluer avec exactitude l'abondance et les tendances des populations de phoques annelés en raison de facteurs tels que la vaste étendue et le caractère isolé de leur aire de répartition, la nature variable et en évolution constante de leur habitat de glace de mer, les déplacements saisonniers et interannuels, et le temps passé sous l'eau et la glace. À cause de tous ces facteurs, les relevés sont coûteux et complexes d'un point de vue logistique (Kelly *et al.*, 2010a). La collaboration internationale à la réalisation de relevés à grande échelle au-delà les frontières politiques est également limitée (Kelly *et al.*, 2010a). Cela dit, des scientifiques américains et russes ont mené des relevés collaboratifs à grande échelle ces dernières années (Conn *et al.*, 2014; Muto *et al.*, 2017). Les chasseurs autochtones remarquent aussi qu'il est ardu de suivre les variations à long terme de l'abondance d'espèces comme le phoque annelé, qui sont très mobiles et dont l'abondance locale traverse des cycles (voir par exemple Berger, 1976; Slavik, 2013; Joint Secretariat, 2015).

Abondance

Estimations de la population mondiale

Les estimations de l'abondance mondiale varient de 2,5 millions (Miyazaki, 2002) à 6-7 millions (Stirling et Calvert, 1979). Selon Reeves (1998), la population mondiale était d'au moins quelques millions d'individus. Hammill (2009) a estimé « très grossièrement » que la population mondiale de la sous-espèce arctique se situait entre 2,8 et 5,1 millions de phoques.

Dans le cadre de leur évaluation de l'état global de la sous-espèce, Kelly *et al.* (2010a) ont divisé l'aire de répartition en quatre régions : la mer du Groenland et la baie de Baffin; la baie d'Hudson; les mers de Beaufort et des Tchouktsches; les mers Blanche, de Barents et de Kara (cette division reflète les regroupements géographiques de travaux de recherche publiés et non une structure de population quelconque). Ils ont estimé que la population totale s'élevait à 2 060 400 individus. Il s'agit là d'une estimation prudente puisque certaines estimations n'ont pas été corrigées pour tenir compte des phoques dans l'eau (seuls les phoques se prélassant au soleil ont été comptés) et que l'aire de répartition entière de la sous-espèce n'a pas été incluse à cause des données manquantes pour certaines parties de la côte arctique russe et de l'archipel arctique canadien.

Une étude récente, qui a compilé les estimations régionales d'une grande partie de l'aire de répartition de la sous-espèce *hispidus*, a calculé un total d'environ 2,9 millions d'individus (Laidre *et al.*, 2015), valeur sur laquelle s'est fondée l'UICN en 2016 pour estimer la population mondiale d'individus matures à 1 450 000 (Boveng, 2016a). Il est difficile d'obtenir une estimation juste de la population mondiale étant donné que de grandes portions de l'aire de répartition de l'espèce n'ont pas été recensées et que le lien entre les nombres observés et la taille réelle des populations est incertain (Frost et Lowry, 1981; Reeves, 1998; Kelly *et al.*, 2010a).

Estimation de la population canadienne (et des zones adjacentes)

La population totale de phoques annelés au Canada et dans les eaux adjacentes (ouest du Groenland, Alaska et Russie) est estimée à 2,3 millions d'individus. Cette estimation est assortie d'un faible degré de confiance, car il manque de l'information sur certaines régions (tableau 1). Certaines zones de l'aire de répartition canadienne ne comportent aucune estimation exhaustive. Par exemple, un nombre limité de relevés ont été effectués dans l'archipel arctique canadien (voir par exemple Kingsley *et al.*, 1985; Kelly *et al.*, 2010a), et il n'y a pas suffisamment d'information pour estimer l'abondance régionale.

Tableau 1. Taille estimée de la population de phoques annelés au Canada et dans les eaux adjacentes. Des parties de l'aire de répartition canadienne ont été incluses en fonction de la disponibilité des données.

Région (pays)	Estimation	Source(s)	Commentaires
Baie de Baffin (Canada, Groenland)	787 000	Finley <i>et al.</i> (1983)	Relevés aériens effectués en 1979. Kelly <i>et al.</i> (2010a) et Laidre <i>et al.</i> (2015) estiment qu'il s'agit de la meilleure estimation disponible. Tendances inconnues, possiblement stables (selon les récoltes faites au Groenland). Selon d'autres estimations fondées sur des modèles (modèle énergétique de l'ours blanc, modèles de densité et modèles de glace de mer), la population de la baie de Baffin s'élèverait à 1 200 000 individus (Kingsley, 1998).
Baie d'Hudson, baie James (Canada)	516 000	Smith (1975)	Relevés aériens réalisés en 1974. Les densités ont été extrapolées à l'ensemble de la région en fonction de la distribution des types de glaces. Comprend 61 000 phoques à la baie James (valeur considérée comme une sous-estimation étant donné le déclin déjà avancé au moment du relevé et que les faibles densités estimées subséquemment). Laidre <i>et al.</i> (2015) ont utilisé cette estimation dans leur évaluation (tendance inconnue). Des relevés récents laissent entendre que l'abondance (densité) suit une tendance cyclique (Young <i>et al.</i> , 2015). Cette estimation n'englobe pas le bassin de Foxe.
Mers de Beaufort et des Tchouktches (Canada, États-Unis, Fédération de Russie)	1 000 000	Frost <i>et al.</i> (2004); Bengtson <i>et al.</i> (2005)	Kelly <i>et al.</i> (2010a) (et Laidre <i>et al.</i> , 2015) considèrent que 1 000 000 de phoques constituent une « estimation raisonnable » de la population totale; au moins 50 000 individus vivraient en eaux canadiennes (tendance inconnue).
Total	2 303 000		Biais négatif – exclut certaines régions de l'aire de répartition du phoque annelé au Canada, p. ex. l'archipel arctique central, la côte du Labrador.

De nombreux relevés ont été effectués dans des zones d'étude relativement petites, mais il est difficile d'extrapoler leurs résultats à des estimations à l'échelle régionale. De plus, aucune estimation n'est disponible concernant l'abondance du phoque annelé le long de la côte du Labrador (les Inuits de la région ont toutefois indiqué une hausse de la population au milieu des années 1990, principalement grâce à une diminution de la récolte; Williamson, 1997). Il convient également de noter que la plupart des données utilisées pour générer l'estimation de la population totale sont désuètes; néanmoins, les sources utilisées, ainsi que les autres sources et estimations, sont abordées ci-après pour chaque région. Une population totale de 2,3 millions de phoques annelés compterait 1 150 000 individus matures, si l'on présume que 50 % de la population sont des adultes, conformément à l'évaluation de l'UICN (Boveng, 2016a).

Estimation de la population de la région de la baie de Baffin

Les relevés de 1979 couvraient la banquise côtière du nord-est de l'île de Baffin et la banquise flottante de la baie de Baffin (Finley *et al.*, 1983). La population a été estimée à plus de 67 000 phoques dans les zones de banquise côtière, et à 417 000 individus, sur la banquise flottante de la baie de Baffin. Le total dans la baie de Baffin (Canada et Groenland) s'élevait ainsi à 787 000 phoques, après correction de l'estimation pour tenir compte des phoques manqués durant les relevés (Finley *et al.*, 1983). Miller *et al.* (1982) ont fait rapport sur les relevés de la banquise côtière de l'ouest du Groenland, également effectués en 1979, et ont estimé à 97 800 le nombre de phoques annelés dans cette région de l'est de la baie de Baffin. Ils ont aussi estimé que 15 500 autres phoques vivaient sur la banquise côtière le long du littoral est de l'île Devon et au nord jusqu'au 80^e parallèle (Miller *et al.*, 1982).

Kelly *et al.* (2010a) ont utilisé la valeur de 787 000 individus de Finley (1983) en tant qu'unique estimation fiable pour la région, et ils ont tenu compte de la constance relative des récoltes du Groenland dans le temps (Kapel et Rosing-Asvid, 1996) afin d'avancer avec une certaine confiance que la population n'avait pas changé de façon significative. Laidre *et al.* (2015) ont également utilisé ce nombre 787 000 phoques de 1979 dans la baie de Baffin (Finley *et al.*, 1983) dans leur évaluation, mais ont considéré la tendance comme étant inconnue.

Kingsley (1998) a estimé la taille de la population de phoques annelés de la baie de Baffin au moyen de deux méthodes, l'une fondée sur les modèles énergétiques de l'ours blanc, et l'autre, sur les densités publiées et les superficies de glace estimées. Il a utilisé des modèles liés axés sur la croissance et les besoins énergétiques de l'ours blanc, sur la structure démographique de l'ours blanc et sur le rendement énergétique du phoque annelé pour estimer qu'une population permanente de 1,2 million de phoques annelés serait nécessaire pour soutenir des taux de prédation par l'ours blanc et de récolte par l'homme de 100 000 phoques par année (tout en présumant que l'ensemble de la population est accessible aux chasseurs et aux prédateurs; la population permanente devrait être plus élevée si elle était en partie inaccessible). L'estimation basée sur le type et la disponibilité de glace de mer ainsi que sur la densité estimée de phoques annelés se chiffrait à 697 200 phoques échoués (« observables »), ce qui donne une estimation de population similaire à celle obtenue avec le modèle de prédation de l'ours blanc (1,2 million de phoques) (Kingsley, 1998).

Estimation de la population de la région de la baie d'Hudson

La première estimation de la population de phoques annelés dans cette région, réalisée dans les années 1950, faisait état de 218 300 individus. Elle était basée sur les densités estimées de différents types de banquises côtières ainsi que sur les quantités disponibles de ces types de glaces (McLaren, 1958b). En 1974, Smith (1975) a procédé à des relevés aériens dans la majeure partie de l'ouest de la baie d'Hudson. Les trajectoires des vols ont été catégorisées par type de glace, et les densités tirées des relevés ont été extrapolées à toute la région en fonction de la distribution des types de glaces, ce qui a

mené à une estimation (arrondie au millier près) de 455 000 phoques annelés dans la baie d'Hudson. Ce nombre était beaucoup plus élevé que l'estimation faite dans les années 1950, mais il faut souligner que Smith (1975) a inclus l'habitat de banquise flottante dans ses calculs, contrairement à McLaren (1958b). Smith (1975) a estimé que 61 000 phoques de plus vivaient dans la baie James, mais ce nombre était probablement une sous-estimation étant donné la débâcle déjà avancée au moment du relevé et que les faibles densités estimées subséquemment. Laidre *et al.* (2015) ont utilisé l'estimation combinée de 516 000 phoques dans les baies d'Hudson et James en 1974 (Smith, 1975) dans leur évaluation, avec une tendance inconnue.

Des estimations tirées de relevés aériens plus récents sont disponibles, mais elles se limitent à l'ouest de la baie d'Hudson et portent en général sur l'abondance de phoques échoués (il s'agit d'un indice de population et non d'une estimation). Young *et al.* (2015) décrivent des données provenant de relevés aériens systématiques réalisés le long de transects en bande dans l'ouest de la baie d'Hudson de la fin mai au début juin en 1995-1997, 1999, 2000, 2007-2010 et 2013 (voir également Lunn *et al.* [1997] et Chambellant *et al.* [2012]). Lors de chaque relevé, on a tenté de reproduire les 10 mêmes transects depuis le littoral de la baie d'Hudson jusqu'au 89^e degré de longitude ouest et depuis Churchill, au Manitoba, jusqu'à Arviat, au Nunavut — une zone d'étude établie à l'origine par Lunn *et al.* (1997) pour couvrir l'habitat de chasse d'hiver et de printemps de la population d'ours blancs de l'ouest de la baie d'Hudson (Stirling et Derocher, 1993). La densité des phoques annelés échoués variait de 1,22 individu/km² en 1995 (indice de population = 104 162 phoques) à 0,20 individu/km² en 2013 (indice de population = 16 746 phoques). Les estimations de la densité variaient beaucoup et suivaient une tendance cyclique, sauf pour 2013 (Young *et al.*, 2015; Ferguson *et al.*, 2017). Il y avait une tendance négative générale au fil du temps, mais une régression linéaire multiple pondérée en fonction de l'effort de relevé n'a montré aucune tendance significative de la densité. Selon les auteurs, la faible densité estimée en 2013 pourrait indiquer que des changements démographiques non liés à un cycle naturel sont en train de se produire (Young *et al.*, 2015).

Ferguson *et al.* (2017) ont étudié la reproduction, la condition physique, le recrutement et le stress des phoques annelés de la baie d'Hudson en fonction des tendances environnementales de 2003 à 2013. Ils ont établi un lien entre, d'une part, les périodes d'eaux libres prolongées et, d'autre part, le déclin de la condition physique et l'augmentation du stress (cortisol). Durant cette période, la débâcle printanière la plus hâtive et la formation de glace la plus tardive se sont produites en 2010 dans la baie d'Hudson, ce qui a coïncidé avec une hausse des taux de cortisol élevés et une baisse des taux de reproduction. Ferguson *et al.* (2017) ont alors conclu que, bien que des conséquences démographiques négatives surviennent graduellement à cause de la perte de glace de mer dans la baie d'Hudson, un événement environnemental épisodique avait selon toute vraisemblance joué un rôle crucial dans le déclin intermittent de l'abondance du phoque annelé.

Le phoque annelé est également présent dans l'ensemble du bassin de Foxe, au nord de la baie d'Hudson. McLaren (1958b) a aussi estimé le nombre de phoques dans cette région (environ 100 000 individus) à l'aide des mêmes méthodes décrites plus haut, mais l'on ne dispose d'aucune donnée récente, sauf certaines provenant de relevés limités commandités par l'industrie (voir par exemple BIMC, 2012). Aucune estimation de l'abondance dans le bassin de Foxe n'est présentée ici.

Estimation des populations des mers de Beaufort et des Tchouktches

La plupart des évaluations des populations dans les mers de Beaufort et des Tchouktches se limitent aux eaux canadiennes et états-uniennes, et il existe peu de données sur les animaux dans le secteur russe (Kelly *et al.*, 2010a). Des relevés ont été réalisés en 2012 et 2013, mais ils n'ont pas encore été analysés de façon exhaustive (Conn *et al.*, 2014; Muto *et al.*, 2017). En se fondant sur des relevés aériens de 1985-1987, Frost (1985) a estimé à 250 000 le nombre de phoques annelés sur la banquise côtière alaskienne des mers des Tchouktches et de Beaufort. Il arrivait à un total de 1 à 1,5 million d'individus lorsque les phoques de la banquise flottante étaient inclus. L'estimation la plus récente de la population de la mer de Béring s'élève à 170 000 phoques (Conn *et al.*, 2014).

Dans les eaux de l'ouest de l'Arctique canadien, les relevés aériens de certaines régions ont d'abord été réalisés au début des années 1970 (Smith, 1987), puis des relevés aériens exhaustifs ont été effectués au début des années 1980 (Kingsley et Lunn, 1983). Les relevés de 1981 et de 1982 dans l'est de la mer de Beaufort et le golfe Amundsen étaient les plus détaillés. Kingsley et Lunn (1983) ont estimé que la partie est de la mer de Beaufort comptait de 5 400 à 5 500 phoques annelés, tandis que le golfe Amundsen en comptait 30 900 en 1981 et 70 500 en 1982. Cette grande variabilité interannuelle est similaire à celle observée dans d'autres régions (p. ex. ouest de la baie d'Hudson; Lunn *et al.*, 1997) et fait ressortir la nécessité de mieux comprendre le lien entre le comportement du phoque annelé, les conditions environnementales et les méthodes de relevé (Kelly *et al.*, 2010a). Des relevés menés dans le sud de la portion canadienne de la mer de Beaufort ont révélé des fluctuations à l'échelle décennale de l'abondance du phoque annelé (Stirling *et al.*, 1977, 1982; Smith, 1987; Harwood et Stirling, 1992). On croit que ces fluctuations ont principalement à voir avec la variation des conditions environnementales, en particulier les changements dans le régime de la glace de mer (Stirling *et al.*, 1977; Smith, 1987).

Kelly *et al.* (2010a) ont synthétisé les données disponibles (voir par exemple Frost *et al.*, 2004; Bengtson *et al.*, 2005) sur les mers de Beaufort et des Tchouktches dans leur évaluation de la situation, et ils ont considéré qu'une « estimation raisonnable » de la population totale s'élevait à 1 000 000 de phoques (non attribués à une année en particulier), dont au moins 50 000 individus en eaux canadiennes (est de la mer de Beaufort et golfe Amundsen). Laidre *et al.* (2015) ont utilisé l'estimation de Kelly *et al.* (2010a) dans leur résumé, avec une tendance démographique inconnue. Hammill (2009) a proposé un total de 1 à 1,5 million de phoques pour l'Alaska.

Fluctuations et tendances

Aucune donnée n'est disponible pour permettre une évaluation de la population à grande échelle, il n'existe pas assez d'information sur les tendances à l'échelle de l'unité désignable (c.-à-d. dans toute l'aire de répartition au Canada et les zones adjacentes), et les données sont limitées à une échelle régionale (ou moindre). Toute évaluation de la situation fait donc l'objet d'une grande incertitude. Par exemple, Kelly *et al.* (2010a) ont présumé que le nombre de phoques dans la baie de Baffin était stable, les prises du Groenland étant relativement constantes au fil du temps, mais cette hypothèse n'a pas été validée. Les relevés pour calculer l'abondance du phoque annelé sont généralement réalisés dans une zone plus petite que les régions énoncées plus haut, et il est difficile d'extrapoler les résultats à des régions plus vastes (voir la section **Abondance**). Des relevés menés dans le sud de la mer de Beaufort (Stirling *et al.*, 1977, 1982; Smith, 1987; Harwood et Stirling, 1992) et dans l'ouest de la baie d'Hudson (Young *et al.*, 2015) ont révélé des fluctuations décennales de l'abondance du phoque annelé, fluctuations que l'on croit liées à la variation des conditions environnementales, en particulier les changements dans le régime de la glace de mer (Stirling *et al.*, 1977; Smith, 1987; Ferguson *et al.*, 2017). Dans l'ouest de la baie d'Hudson, il y a eu une tendance négative générale de la densité au fil du temps, mais le déclin n'est pas significatif d'un point de vue statistique.

Certains chasseurs pensent que les phoques vont dans des endroits où les conditions de glace sont meilleures, mais que leur nombre n'a pas diminué (voir par exemple Slavik, 2013). Des chasseurs en Alaska ont fait état de certaines réductions à l'échelle locale de l'abondance des phoques à cause de conditions de glace changeantes, mais font remarquer que le phoque annelé reste abondant et que la population globale est stable (Voorhees *et al.*, 2014; Huntington *et al.*, 2016, 2017). Le degré d'interaction entre ces phoques et ceux dans l'ouest des eaux canadiennes est inconnu.

Des Inuits de la communauté de Gjoa Haven, dans le centre de l'Arctique, au Nunavut, ont indiqué que la population de phoques annelés de la région était saine (Keith *et al.*, 2005; Government of Nunavut, 2012). À Taloyoak, au Nunavut, les chasseurs ont fait état d'observations variables et contradictoires; certains ont affirmé que le nombre de phoques annelés au fil du temps avait diminué, tandis que d'autres ont indiqué qu'il avait augmenté (Government of Nunavut, 2015). Des chasseurs de Grise Fiord, au Nunavut, ont observé une réduction du nombre de phoques annelés dans leur région (Government of Nunavut, 2013). Des chasseurs de la baie de Baffin interrogés à propos de l'ours blanc ont fourni peu de renseignements sur l'abondance du phoque annelé, et une personne questionnée à Qikiqtarjuaq, au Nunavut, a affirmé qu'à cause des conditions de glace changeantes les ours avaient plus de mal à trouver des phoques, tout en faisant remarquer que la population de phoques n'avait pas changé (Dowsley, 2005, 2007). Des Inuits de Pangnirtung, au Nunavut, ont indiqué avoir observé moins de phoques annelés dans la baie Cumberland; ils soupçonnent que cela est lié à une augmentation des activités humaines et à la pollution par le bruit, de même qu'à une hausse de la prédation par la population d'ours blancs en croissance (Government of Nunavut, 2014). Certains détenteurs de connaissances traditionnelles autochtones dans le sud du détroit de Davis ont indiqué que le nombre de phoques était bas de 2005 à 2010 et qu'une proportion

accrue des phoques était composée d'adultes, possiblement en raison des répercussions des changements climatiques sur les petits (Kotierk, 2010). Des chasseurs de Chesterfield Inlet, au Nunavut (ouest de la baie d'Hudson), ont signalé que le nombre de phoques annelés était à la baisse (Government of Nunavut, 2010). Globalement, on relève des déclinés dans certaines régions, mais l'on ne dispose pas d'information pour l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce. On ignore également si les modifications à l'échelle locale reflètent des déclinés ou des déplacements de l'aire de répartition dus aux changements de la glace de mer (Slavik, 2013).

Chez le phoque annelé, le recrutement et l'abondance sont liés tant aux conditions de glace qu'aux conditions de neige (Harwood *et al.*, 2000, 2012b; Ferguson *et al.*, 2005; Iacozza et Ferguson, 2014; voir la section **Habitat**). Des conditions environnementales extrêmes, par exemple des années de glace très épaisse et de débâcle hâtive, peuvent avoir des effets démographiques négatifs (Harwood *et al.*, 2012b; Ferguson *et al.*, 2017). La glace de mer de l'Arctique a beaucoup changé au cours des 30 dernières années, et la saison des eaux libres s'allonge, à la fois en raison de la débâcle hâtive au printemps et de la prise des glaces tardive à l'automne (Parkinson et Cavalieri, 2002; Gagnon et Gough, 2005; Parkinson, 2014; Laidre *et al.*, 2015). La couverture de neige sur la glace de mer est une composante essentielle de l'habitat de mise bas (Smith et Stirling, 1975; Lydersen et Smith, 1989; Kelly et Quakenbush, 1990; Smith et Lydersen, 1991). L'épaisseur de la neige printanière ne cesse de diminuer dans l'ouest de la baie d'Hudson, situation qui se répercute de façon négative sur le phoque annelé (Ferguson *et al.*, 2005). Les modèles prévoient un déclin continu de l'épaisseur de la neige printanière, ce qui aura des effets directs sur le recrutement du phoque annelé (Hezel *et al.*, 2012; Iacozza et Ferguson, 2014).

Immigration de source externe

Le phoque annelé possède une forte capacité de dispersion (voir la section **Déplacements et dispersion**), et l'analyse génétique n'a relevé aucune contrainte majeure au flux génique dans l'aire de répartition circumpolaire (voir la section **Structure spatiale et variabilité de la population**). Par conséquent, l'aire de répartition de la population canadienne de phoques annelés est entièrement reliée aux autres régions arctiques qui abritent l'espèce (p. ex. ouest du Groenland/est de la baie de Baffin, parties alaskienne et russe des mers de Beaufort/des Tchouktches) et qui pourraient fournir des immigrants adaptés à la vie en eaux canadiennes.

MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS

Menaces

Les menaces directes pesant sur le phoque annelé abordées dans le présent rapport ont été organisées et évaluées selon le système unifié de classification des menaces de l'UICN-CMP (Union internationale pour la conservation de la nature-Partenariat pour les mesures de conservation) (Master *et al.*, 2012). Les menaces sont définies comme étant

les activités ou les processus immédiats ayant une incidence directe et négative sur le phoque annelé. Elles ont été évaluées pour l'unité désignable, et les résultats de l'évaluation de l'impact, de la portée, de la gravité et de l'immédiateté de ces menaces sont présentés sous forme de tableau à l'annexe 1.

L'impact global des menaces calculé et attribué est élevé à faible. La plus grande menace anthropique potentielle qui pèse sur le phoque annelé est la perte d'habitat prévue due aux changements climatiques. Les menaces associées à la production d'énergie et à l'exploitation minière, aux corridors de transport et de service ainsi qu'à l'utilisation des ressources biologiques ont été considérées comme négligeables.

Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents (menace de l'UICN 11.1 – Déplacement et altération de l'habitat) – impact élevé à faible

Bien qu'il puisse y avoir des avantages (p. ex. passage d'une glace de plusieurs années à une glace annuelle dans l'archipel arctique canadien) à court terme et dans certaines régions, la perte d'habitat attribuable aux changements climatiques constitue une menace majeure à moyen (trois prochaines générations) à long terme pour le phoque annelé. Les estimations du moment où surviendra un été sans glace en Arctique varient, mais cela pourrait se produire dès 2020-2050 (Serreze *et al.*, 2007; Overland et Wang, 2013), et des diminutions importantes de l'étendue de la glace dans les régions méridionales de l'aire de répartition pourraient avoir lieu beaucoup plus tôt (Castro de la Guardia *et al.*, 2013). Une étude sur la démographie du phoque annelé dans le golfe Amundsen et la baie Prince Albert a prévu un déclin de la taille de la population de phoques annelés dans tous les scénarios de changements climatiques, à l'exception du scénario le plus optimiste (Reimer *et al.*, 2019).

La perte de couverture de neige devrait accroître la vulnérabilité du phoque annelé à la prédation (NOAA, 2012). Quant à la perte de glace de mer, elle pourrait avoir des conséquences directes sur les populations de phoques annelés en diminuant le taux de survie des petits, en augmentant les coûts énergétiques associés à la mue et en réduisant le nombre d'échoueries importantes pour le repos (voir la section **Habitat**). Là où la glace de mer se retire au-dessus d'eaux profondes et non productives, le phoque annelé doit parcourir de plus grandes distances, plonger plus longtemps et réduire son temps de repos dans les échoueries; il doit donc consacrer davantage d'énergie à rechercher de la nourriture que par le passé (Hamilton *et al.*, 2015). Une telle situation a des conséquences indirectes : elle modifie la composition et la fonction de l'écosystème (voir la section **Habitat**), elle permet à de nouveaux prédateurs et compétiteurs d'accéder à l'espèce (voir la section **Relations interspécifiques**) et elle augmente les activités anthropiques.

Des chasseurs inuvialuits indiquent que le phoque annelé nécessite de conditions environnementales favorables à l'accumulation d'algues de glace puisque ces algues nourrissent la morue polaire, elle-même une proie du phoque annelé (Joint Secretariat, 2015). Une nouvelle recherche scientifique vient appuyer ces observations et montre que les algues de glace sont une composante essentielle du réseau trophique marin de l'Arctique, et ce, à tous les niveaux trophiques (Brown *et al.*, 2018). Par

conséquent, non seulement la perte de glace de mer réduit l'habitat physique du phoque annelé, mais elle peut aussi entraîner des modifications de l'approvisionnement énergétique de l'ensemble du système.

Acidification

Le réchauffement de l'eau de mer et la hausse des teneurs atmosphériques en CO₂ exacerberont l'acidification des océans (résumé dans Kelly et al., 2010a). Les effets de l'acidification les plus marqués devraient être observés aux niveaux trophiques inférieurs, où ils pourraient notamment nuire à la capacité de certains organismes zooplanctoniques à former leur coquille de carbonate de calcium (Orr et al., 2005). L'acidification peut aussi toucher la physiologie des invertébrés et des poissons marins (Pörtner et al., 2004; Pörtner, 2008). Les récents taux de variation de l'acidité sont 100 fois plus élevés que ceux des 100 000 dernières années (Raven et al., 2005). On s'attend à ce que ces changements aient des effets indirects sur le phoque annelé si l'écosystème devait se restructurer à cause de l'acidification (Kelly et al., 2010a).

L'acidification entraîne des effets secondaires, car un pH bas réduit l'absorption du son de basse fréquence (Brewer et Hester, 2009). Les océans seront donc plus bruyants dans la même plage de fréquences importantes pour certains mammifères marins. Même si l'on ne croit pas que le phoque annelé utilise les sons pour communiquer de la même façon que d'autres phoques (p. ex. le phoque barbu) et les baleines, l'augmentation du bruit acoustique dans le milieu marin pourrait avoir d'autres effets inconnus (p. ex. masquer l'approche des prédateurs).

Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques (menaces de l'UICN 8.2 – Espèces et maladies indigènes problématiques et 8.6 – maladies de cause inconnue) – impact inconnu

Maladies

Le phoque annelé a évolué conjointement avec divers parasites et maladies. Les données sur les pathologies sont limitées (Tryland et al., 1999), mais de nouveaux renseignements sont devenus disponibles ces dernières années. Des anticorps contre le morbillivirus du phoque (PDV) (Cosby et al., 1988), qui est lié sur le plan antigénique à la maladie de Carré (Liess et al., 1989), ont été découverts chez des phoques annelés de l'est du Canada dans les années 1980 ainsi que dans l'Arctique canadien au début des années 1990 (Osterhaus et al., 1988). La prévalence était la plus élevée dans des secteurs de l'est de l'Arctique canadien, là où le phoque annelé vivait en sympatrie avec le phoque du Groenland (Duignan et al., 1997), espèce mise en cause dans une épizootie de PDV au sein de populations de phoques communs de l'ouest de l'Europe en 1998 (Heide-Jørgensen et al., 1992b). Globalement, la prévalence du PDV a été plus élevée que prévu chez le phoque annelé, compte tenu de son comportement solitaire et territorial (même s'il est vrai qu'une transmission est possible parmi des subadultes se regroupant dans des habitats de reproduction sous-optimaux; Duignan et al., 1997).

Le nombre de tumeurs signalées chez des mammifères marins est en hausse, et le premier cas d'adénocarcinome de l'intestin grêle touchant un pinnipède a été détecté chez un phoque annelé de 11 ans de la baie d'Hudson (Mikaelian *et al.*, 2001). Cependant, une telle augmentation pourrait davantage refléter le nombre d'animaux et de pathogènes étudiés que la prévalence réelle. Le même constat pourrait être fait au sujet des parasites. Néanmoins, les connaissances traditionnelles autochtones confirment une certaine expansion potentielle telle que l'augmentation de la fréquence d'anomalies hépatiques signalées par les chasseurs inuits à propos de leurs prises de phoques annelés dans le bras Admiralty, au Nunavut (Furgal *et al.*, 2002). Des lésions et de petits nodules blancs, déjà observés dans le foie et la vésicule biliaire de phoques annelés par le passé (Dawes, 1956), pourraient découler d'une infection causée par un trématode, mais la cause de la hausse de prévalence est incertaine. Un chasseur inuit de Clyde River a aussi indiqué récemment que le foie de certains phoques ne semblait pas sain (Dowsley, 2005, 2007).

Depuis 2011, une nouvelle dermatite ulcéreuse est signalée chez les phoques annelés du nord de l'Alaska (Stimmelmayer dans Kovacs, 2014). La maladie se caractérise par diverses lésions aux yeux, au museau, aux nageoires arrière, à la queue et au tronc d'individus de toutes les classes d'âge. Les individus touchés, léthargiques et anormalement accessibles, ont une tendance accrue à s'échouer sur terre (Huntington *et al.*, 2016, 2017). Des chasseurs inuvialuits ont aussi découvert des phoques morts sur les plages de la portion canadienne de la mer de Beaufort qui présentaient des symptômes similaires (Joint Secretariat, 2015). La maladie semble se répercuter sur les poumons, le foie et le système immunitaire, et entraîne une certaine mortalité (Kovacs, 2014). Des chasseurs dans le détroit de Davis, la baie de Baffin et l'est de la baie d'Hudson observent aussi une perte de poils chez le phoque annelé (Dowsley, 2005, 2007; Kotierk, 2010; Government of Nunavut, 2011). Des chasseurs du Nunavik, inquiets pour la santé des phoques annelés de la baie d'Hudson, de la baie d'Ungava et du détroit d'Hudson, ont entre autres observé des phoques malades, au comportement différent (certains individus coulaient au lieu de flotter) (Nunavik Marine Regional Wildlife Board, données inédites).

Des pathogènes intracellulaires du genre *Brucella* ont également été détectés chez le phoque annelé. Forbes *et al.* (2000) ont été les premiers à repérer cet organisme chez un individu de Pangnirtung, en 1995. Il s'agissait du premier cas de brucellose confirmé chez un mammifère marin du Canada. Nielsen *et al.* (1996) ont découvert des anticorps contre la brucellose chez des phoques annelés dans le cadre d'une étude sérologique réalisée chez des mammifères marins de l'Arctique canadien. Bien que certains hôtes soient asymptomatiques, les brucelloses sont associées à des placentites/avortements, à une mortalité néonatale, à des méningo-encéphalites, à des abcès et à d'autres syndromes chez les mammifères marins. Les bactéries du genre *Brucella* sont vraisemblablement enzootiques et transmises au phoque annelé par des animaux infectés tels que le renard arctique (Nielsen *et al.*, 1996, 2001; Tryland *et al.*, 1999). Dans une étude, l'infection chez de vrais phoques échantillonnés de l'Alaska semble être relativement courante, mais elle s'avère transitoire et diminue avec l'âge chez le phoque commun, devenant pratiquement absente à l'âge de la maturité sexuelle. Des tendances similaires étaient aussi présentes dans le cas d'autres espèces de vrais phoques telles que le phoque annelé; cependant, il a été impossible de tirer des conclusions définitives en raison de la taille de l'échantillon

(Nymo *et al.*, 2018). Quakenbush a soumis à des tests des phoques annelés échantillonnés en Alaska de 2003 à 2014, et a rapporté que 4 individus sur 93 (4,3 %) avaient obtenu des résultats positifs (Quakenbush, 2015).

Le phoque annelé est aussi l'hôte intermédiaire de l'un des parasites les plus communs du monde (Tenter *et al.*, 2000), le *Toxoplasma gondii*, qui fait partie des coccidies et qui peut causer des encéphalites chez les mammifères marins (Dubey *et al.*, 2003). Dans le cadre de la première étude à grande échelle sur le *T. gondii* dans l'Arctique canadien, Simon *et al.* (2011) ont constaté que la prévalence chez le phoque annelé passait de 2,4 % à Chesterfield Inlet et de 5,8-7,9 % à Ulukhaktok, Tuktoyaktuk, Sachs Harbour et Sanikiluaq, à 15,6 % à Arviat et à 23,1 % dans la région de Hall Beach. Ils ont également constaté une variation annuelle de la prévalence et indiqué que la séroprévalence n'augmentait pas de façon continue avec l'âge (Simon *et al.*, 2011). La seconde tendance ne semblait liée ni aux taux de morbidité ou de mortalité des infections à *T. gondii* (Gajadher *et al.*, 2004), ni à la transmission transplacentaire (Miller *et al.*, 2008; Dubey, 2010), ni à l'élimination spontanée de l'infection chez les adultes (Gajadher *et al.*, 2004; Dubey, 2010), si bien que les auteurs ont conclu que les phoques annelés devenaient infectés à un jeune âge (Simon *et al.*, 2011). Le ou les comportements qui soumettent les jeunes phoques à des taux d'infection élevés restent incertains, mais l'alimentation joue vraisemblablement un rôle (Born *et al.*, 2004; Robertson, 2007; Massie *et al.*, 2010; Vincent-Chambellant, 2010).

Les félidés sauvages et domestiques sont les seuls hôtes définitifs connus du *T. gondii* (Measures *et al.*, 2004; Dubey, 2010), qui semble être transféré aux milieux marins par l'entremise d'ookystes dans les eaux de ruissellement (Conrad *et al.*, 2005; Miller *et al.*, 2008). La contamination fécale des milieux marins par les mammifères terrestres représente aussi un problème à l'égard d'autres parasites protozoaires tels que ceux des genres *Giardia* et *Cryptosporidium* (Appelbee *et al.*, 2005; Miller *et al.*, 2010). Des kystes produits par des parasites du genre *Giardia* ont été découverts dans des phoques annelés de la région d'Ulukhaktok, dans les Territoires du Nord-Ouest, en 1997 (Olsen *et al.*, 1997); il s'agissait vraisemblablement de la première mention de cette infection chez des mammifères marins. On a aussi vérifié la présence d'infections à *Cryptosporidium* chez ces phoques, et les résultats se sont avérés négatifs, mais de telles infections ont déjà été décelées chez d'autres phoques annelés (Hughes-Hanks *et al.*, 2005). La transmission par des mammifères terrestres et marins pourrait aussi survenir dans le cas du *Neospora canium*, des anticorps contre ce parasite ayant été signalés pour la première fois chez des phoques annelés en Alaska, mais le mode de transmission est incertain (Kovacs, 2014).

Les parasites les plus abondants dont le phoque annelé est l'hôte sont les helminthes du tractus intestinal (Johansen *et al.*, 2010), y compris des nématodes qui créent des lésions aux tissus de leurs hôtes intermédiaire et définitif. Le phoque annelé est souvent infecté par des anisakidés. Les adultes et larves de ces nématodes vivent dans les parties gastrique et intestinale du tube digestif de l'hôte. Parmi les espèces courantes figure le *Contacaecum osculatum*, un parasite impossible à différencier morphologiquement d'un autre anisakidé, le *Pseudoterranova decipiens*, son espèce sœur (McClelland, 1980; Bratley et Stenson, 1993). Le *P. bulbosa*, un autre nématode dont la présence avait

uniquement été signalée chez le phoque barbu, a aussi été décelé récemment, avec le *C. osculatum*, dans l'estomac d'un phoque annelé d'Arviat au Nunavut (Karpiej *et al.*, 2014). Il semble que le phoque annelé soit l'hôte définitif du *C. osculatum* et du *P. decipiens*, selon des preuves de la présence de spécimens adultes dans l'estomac d'individus de l'espèce à Arviat (Soltysiak *et al.*, 2013). Les deux espèces de nématodes sont associées à des lésions gastriques ulcéreuses et à une inflammation de l'estomac (McClelland, 1980), et le degré de modification pathologique semble déterminé en fonction de la proportion de chaque espèce, de l'ampleur de l'infection ainsi que de l'alimentation et de l'immunité de l'hôte (Soltysiak *et al.*, 2013).

Le nématode *Trichinella nativia* a été détecté chez le phoque annelé à une faible prévalence (Forbes, 2000). Cette faible prévalence par rapport à celle observée chez l'ours blanc, le morse et le renard arctique pourrait s'expliquer par le fait que le cannibalisme est un des principaux vecteurs d'infection chez ces hôtes et que le phoque annelé est rarement exposé à des carcasses infectées (Forbes, 2000).

Le phoque annelé est également l'hôte de trois genres de nématodes qui s'attaquent aux poumons : *Otostrongylus* sp., *Dipetalonema* sp. (Delyamure, 1955) et *Parafilaroides* sp. (Delyamure et Alexiev, 1966), dont deux ont été signalés chez des phoques annelés dans le golfe Amundsen. À cet endroit, le *Parafilaroides hispidus* n'a causé aucune lésion grave, mais l'*O. circumlitus* a entraîné une importante production de mucosités, une hyperplasie des muqueuses, une péribronchite et une endartérite, principalement chez les jeunes de l'année (28 % d'entre eux souffraient d'infections concomitantes; Onderka, 1989). La prévalence du nématode est similaire dans l'est de l'Arctique (Bergeron *et al.*, 1997) et pourrait se répercuter sur les capacités à plonger et, à terme, sur la survie (Bergeron *et al.*, 1997; Gosselin *et al.*, 1998). Le ver du cœur *Acanthocheilonema spirocauda* (Measures *et al.*, 1997) peut aussi infecter les phoques annelés, en particulier les jeunes.

Pollution (menaces de l'UICN 9.1 – Bruit, Eaux usées domestiques et urbaines 9.2 – Effluents industriels et militaires, 9.3 – Effluents agricoles et sylvicoles. 4 – Déchets solides et ordures, 9.5 – Polluants atmosphériques) – impact inconnu

La plupart des travaux sur les polluants et les contaminants détectés chez le phoque annelé ont trait aux préoccupations pour la santé humaine des peuples nordiques qui consomment des mammifères marins; accessoirement, une certaine partie de la recherche a aussi mis l'accent sur les répercussions pour l'ours blanc et sur l'impact possible des contaminants sur la population (Zhu *et al.*, 1995; Dietz *et al.*, 1998; Muir *et al.*, 1999; Fisk *et al.*, 2005; Letcher *et al.*, 2010; AMAP, 2018). Le phoque annelé est l'un des prédateurs de niveau trophique supérieur de la chaîne trophique en Arctique et, à ce titre, il peut bioaccumuler ces composés. Tynan et DeMaster (1997) ont souligné que les changements climatiques pouvaient accroître le transport de polluants depuis des latitudes inférieures jusqu'aux régions arctiques, à cause raison de l'augmentation des précipitations qui apportent davantage d'eaux contaminées en Arctique.

Bruit

Les activités d'exploration et de forage, ainsi que l'infrastructure requise pour approvisionner et maintenir les sites, peuvent être une source de perturbation, incitant les animaux à quitter leur habitat (déplacement direct). Il a été établi que le bruit pouvait constituer une source de perturbation pour le phoque annelé dans ce contexte (Southall et al., 2007). Les levés sismiques créent une onde sonore qui permet d'obtenir une image du fond marin et des couches inférieures. Depuis quelques années, pour les levés en eaux libres, les ondes sonores sont générées au moyen d'air comprimé (Harris et al., 2001). Harris et al. (2001) ont observé que l'utilisation d'un canon à air de moyenne puissance incitait parfois les phoques annelés à éviter les zones situées dans un rayon de 150 m des activités, mais ils n'ont pas remarqué beaucoup de changements comportementaux à une plus grande distance du navire. La plongée et l'éloignement étaient effectivement les comportements les plus courants, mais il est à noter que les observateurs avaient pour tâche principale de détecter les mammifères marins à l'intérieur d'un rayon défini, ce qui les empêchait de surveiller les comportements de manière efficace. Les observateurs suivaient les phoques à proximité du canon lors des tirs mais, dans l'ensemble, les phoques se tenaient plus loin (distance médiane de 234 m) durant les activités que lorsque les canons ne sont pas fonctionnels (distance médiane de 144 m). Les activités d'exploration sismique ont été approuvées dans la partie canadienne de la baie de Baffin, mais des contestations ont cours devant les tribunaux (Skura, 2016).

Le phoque annelé est aussi vulnérable aux perturbations sonores durant la saison des glaces, lorsqu'il s'échoue dans sa tanière ou sur la glace pour muer. Kelly et al. (1986) ont indiqué que des phoques annelés sortaient de leur tanière en réponse à diverses activités humaines (approche d'humains ou de chiens, passage de motoneiges ou d'hélicoptères). De façon générale, ils ont constaté que les bruits mécaniques suscitaient des réactions sur de plus grandes distances. Ils ont également observé qu'il y avait moins de structures aménagées par des phoques en activité à moins de 150 m des lignes sismiques et que les phoques annelés abandonnaient leur tanière trois fois plus souvent dans les zones où il y avait des perturbations sonores (Kelly et al., 1986). Le coût énergétique lié à l'abandon d'une tanière est inconnu, mais pourrait être important (Kelly et al., 2010a). Moulton et al. (2005) ont étudié les densités de phoques annelés échoués avant, pendant et après la construction d'une île de gravier et les opérations de forage subséquentes. Ils ont conclu que la densité printanière de phoques annelés au cours de cette période n'avait pas beaucoup changé (de 1997 à 2001; Moulton et al., 2005). De même, Harwood et al. (2007) n'ont relevé aucun effet détectable d'une saison de forage sur les phoques annelés de la mer de Beaufort dans le cadre d'une étude de type avant/pendant. En se fondant sur des données télémétriques, Cott et al. (2003) ont indiqué que les levés sismiques effectués dans la mer de Beaufort ne semblaient pas influencer sur la période ou l'itinéraire des déplacements du phoque annelé.

Le bruit pourrait aussi infliger des dommages physiques aux phoques se trouvant près de la source. Il pourrait y avoir perte auditive ou modification du seuil d'audition (Clark, 1991). Bien que des phoques aient été observés près de sources de bruit intense (activité sismique, dynamitage, battage de pieux, etc.), on ignore si ces derniers ont subi des

dommages auditifs. Hastie *et al.* (2015) ont suivi des phoques communs et ont estimé pour chaque individu les niveaux sonores liés à des activités de battage de pieux. Ils sont d'avis que, pour la moitié des phoques suivis, l'exposition sonore a dépassé le seuil estimé de dommages auditifs permanents. L'impact du bruit sur le phoque annelé demeure en bonne partie inconnu.

Déversements

Les risques de conséquences néfastes d'un déversement d'hydrocarbures sur les mammifères marins sont décrits depuis longtemps (Engelhardt, 1983), et des expériences de mazoutage sont menées sur des phoques annelés (Smith et Geraci, 1975; Engelhardt *et al.*, 1977). Ceux-ci peuvent être plus à risque en cas de déversement d'hydrocarbures en présence d'une couverture de glace, car le pétrole se concentrera dans les fissures et les chenaux que les phoques utilisent pour respirer (Engelhardt, 1983). Il peut y avoir contact et ingestion par inhalation ou par absorption, soit par la peau, soit lorsque le pétrole adhère à la fourrure et qu'il est enlevé par toilettage (Smith et Geraci, 1975). Engelhardt (1983) a noté que les phoques mazoutés nettoyaient passivement leur pelage dans les 24 heures suivant la nage dans de l'eau propre, comparativement à la loutre de mer (*Enhydra lutris*) et à l'ours blanc, qui enlevaient le pétrole de leur pelage par toilettage. Cependant, des dommages aux reins ont été constatés, tout comme une atteinte potentielle au foie, qui pourrait s'aggraver si l'expérience se prolongeait (7 jours) (Engelhardt *et al.*, 1977).

Smith et Geraci (1975) ont réalisé des expériences de mazoutage sur le terrain et en laboratoire. Alors que les phoques mazoutés sur le terrain se sont rétablis, les trois phoques mazoutés en laboratoire sont morts dans les 71 minutes ayant suivi le mazoutage. Ils ont remarqué que les animaux en laboratoire présentaient vraisemblablement des niveaux de stress beaucoup plus élevés en lien avec la captivité et que cela avait contribué au résultat, mais ils ont aussi noté qu'un déversement d'hydrocarbures qui surviendrait une année où les phoques sont déjà stressés pourrait exacerber les répercussions sur la population (Smith et Geraci, 1975). Les phoques annelés risquaient aussi de subir des dommages oculaires dans des eaux mazoutées (Engelhardt, 1983).

Une exposition directe à du pétrole brut cause des dommages oculaires au phoque annelé. Le pétrole s'accumule dans certains tissus, et une exposition prolongée peut s'avérer fatale, mais les effets potentiels des déversements d'hydrocarbures sur les populations de phoques annelés sont incertains dans les zones étendues, où les animaux peuvent éviter le secteur touché (McLaren, 1990). Toutefois, des résidus provenant de la consommation de poissons mazoutés peuvent s'accumuler dans des tissus tels que la graisse, ce qui compromet les fonctions hépatique et rénale lorsque les résidus sont métabolisés (Smith et Geraci, 1975; Engelhardt, 1983). De plus, les effets d'un déversement d'hydrocarbures sur les populations de phoques annelés pourraient être graves si le déversement survenait près d'habitats de reproduction (Smith, 1987).

Polluants organiques persistants

Il a été démontré que les polluants organiques persistants (POP) contenus dans les pesticides s'accumulent dans les tissus adipeux des organismes des niveaux trophiques inférieurs et peuvent remonter la chaîne trophique jusqu'au phoque annelé (Muir *et al.*, 1988, 1992, 1999; Letcher *et al.*, 2010; AMAP, 2017). Plus précisément, les contaminants organochlorés sont préoccupants à cause de leurs répercussions sur la santé et le succès reproductif des phoques (voir par exemple Helle *et al.*, 1976; Helle, 1980). Bien que les concentrations de contaminants organochlorés « hérités du passé » aient baissé de façon significative chez les phoques annelés de l'Arctique (Addison et Smith, 1974; Muir *et al.*, 1999; Rigét *et al.*, 2004, 2018), les concentrations de contaminants comme le chlorobenzène et l'endosulfan sont en hausse dans l'Arctique canadien (Muir *et al.*, 1999; Rigét *et al.*, 2018), et l'on observe des concentrations plus élevées dans l'ouest que dans l'est (voir par exemple Kucklick *et al.*, 2006).

Plusieurs nouvelles classes de substances chimiques ont été détectées chez le phoque annelé, comme les polybromodiphényléthers (PBDE), les paraffines chlorées à chaîne courte (PCCC), les naphthalènes polychlorés (NPC), l'acide perfluorooctanesulfonique (PFOS) et les acides perfluorocarboxyliques (APFC) (Martin *et al.*, 2004; Wolkers *et al.*, 2004; Bossi *et al.*, 2005; Braune *et al.*, 2005; Quakenbush, 2007; Quakenbush et Citta, 2008). Les PBDE, couramment utilisés comme produits ignifuges, sont réputés s'accumuler dans les lipides (Hites, 2004; AMAP, 2017). Les concentrations sont à la hausse chez les humains et les mammifères marins, et le temps de doublement est d'environ sept ans chez les mammifères marins du Canada (Hites, 2004). Cependant, les recherches sur les concentrations, les tendances et les effets de la plupart des composés ne font que commencer (Kovacs, 2014).

Métaux lourds

Parmi les métaux lourds importants chez le phoque annelé qui sont étudiés figurent le mercure, le plomb, le cadmium, le nickel, l'arsenic et le sélénium (voir Wagemann et Muir, 1984; Wagemann *et al.*, 1996; Rigét et Dietz, 2000; Dietz *et al.*, 2013). Le mercure et le cadmium ont été étudiés dans toute l'aire de répartition du phoque annelé, et leurs teneurs varient selon les sites. Les concentrations hépatiques de mercure sont plus élevées dans l'ouest de l'Arctique canadien, tandis que les teneurs en cadmium sont plus élevées dans l'est de l'Arctique canadien (Rigét *et al.*, 2005). Les chercheurs ont aussi constaté que les concentrations de mercure et de cadmium étaient plus élevées chez les phoques adultes que chez les subadultes dans toutes les localités.

La tendance à long terme de la concentration de mercure dérivée des dents indique que les teneurs ont été basses et stables dans l'ouest de l'Arctique canadien de l'époque préindustrielle au 19^e siècle, mais qu'elles ont ensuite augmenté de façon spectaculaire jusqu'à ce jour (Outridge *et al.*, 2009). À une échelle à court terme, une tendance de concentrations musculaires de mercure à la hausse lors des saisons des eaux libres courtes (glace plus épaisse) et longues (glace plus mince) par rapport aux années moyennes a été détectée chez les phoques annelés du golfe Amundsen (Gaden *et al.*,

2012). Les auteurs ont attribué cette tendance aux modifications de la disponibilité de proies (morue polaire) et, donc, de l'exposition au mercure.

Facteurs limitatifs

Prédation

Le phoque annelé est une proie d'importance vitale pour l'ours blanc, qui consomme généralement un phoque tous les quelques jours lorsqu'il chasse sur la glace de mer (Kovacs, 2014). Les ours chassent les phoques sur de la glace en mouvement au large, ainsi que le long des floes et sur la banquise côtière stable (Stirling et Archibald, 1977; Stirling et Latour, 1978; Smith, 1980). En hiver, ils réussissent davantage à chasser près de la lisière de glace et dans les zones de cisaillement où vivent des phoques subadultes naïfs; ils ont plus de difficulté à capturer des adultes reproducteurs sur la banquise côtière (Kingsley, 1990; Keith *et al.*, 2005; Joint Secretariat, 2015).

Hammill et Smith (1991) ont estimé qu'entre 75 et 100 % des phoques annelés tués par des ours blancs étaient des petits, et que les ours avaient réduit de 8 à 44 % la production annuelle de petits non encore sevrés dans le détroit de Barrow. Cependant, les chercheurs ont considéré qu'il s'agissait peut-être d'une sous-estimation étant donné que leur étude s'est terminée quatre à six semaines avant la débâcle, période durant laquelle les ours auraient continué à se nourrir intensément (Ramsay et Stirling, 1988).

Stirling et Øritsland (1995) ont calculé qu'une population comptant 1 800 ours blancs aurait besoin d'environ 77 400 à 80 293 phoques annelés par an, et Kingsley (1998) a estimé que les ours blancs de la baie de Baffin (N = environ 4 000) auraient besoin de manger entre 120 000 et 160 000 phoques annelés par année pour assurer leur subsistance. Dans l'ensemble de l'aire de répartition canadienne, Kingsley (1990) a estimé qu'entre 15 000 et 20 000 ours blancs, ayant chacun besoin de 40 phoques par an, tueraient de 600 000 à 800 000 phoques chaque année, ce qui est d'un ordre de grandeur plus élevé que la récolte faite par les humains.

Les aires de répartition mondiales du renard arctique et du phoque annelé se chevauchent largement (Hersteinsson et Macdonald, 1992), et les renards passent beaucoup de temps sur la glace de mer (Smith, 1976; Kingsley, 1990; Roth, 2002; Pamperin *et al.*, 2008). Dans l'ouest de l'Arctique canadien, le renard arctique constituait la cause de mortalité la plus fréquente des jeunes (< 1 an) phoques annelés, de 9 à 40 % des petits produits annuellement étant tués (Smith, 1976, 1987). Une importante prédation a aussi été documentée dans le sud-est de l'île de Baffin (Smith, 1976; Smith *et al.*, 1979). Dans d'autres régions, les renards arctiques s'introduisaient dans 21 % (Svalbard) et 13 % (partie alaskienne de la mer de Beaufort) des tanières et y tuaient 38 et 25 % des petits, respectivement (Lydersen et Gjertz, 1986; Kelly et Quakenbush, 1990). Il n'existe aucune estimation des taux moyens ou typiques de mortalité associés aux renards dans l'aire de répartition de l'espèce (Kingsley, 1990). Comme dans le cas de l'ours blanc, une variation interannuelle des taux de prédation du phoque annelé par le renard arctique a été détectée, et les taux augmentent durant les années où les populations de lemmings (*Lemmus trimucronatus* et *Dicrostonyx* sp.) sont faibles (Roth, 2003).

Il n'y a aucune information sur les taux de prédation par le morse de l'Atlantique, mais les Inuits de l'est du Canada soulignent que la prédation survient le plus souvent dans les zones où les eaux profondes compliquent l'accès des morses aux proies benthiques (Gunn *et al.*, 1988; Piugattuk, 1990; Kappianaq, 1992; Kappianaq, 1997). De même, la prédation par la laimargue atlantique ne peut être quantifiée (Kelly *et al.*, 2010a).

Les observations d'épaulards sont en hausse dans l'est de l'Arctique canadien ainsi que dans les eaux alaskiennes et russes (mers de Beaufort et des Tchouktches; George et Suydam, 1998; Melnikov *et al.*, 2007; Higdon et Ferguson, 2009; Higdon *et al.*, 2012, 2014). Une prédation exercée sur les phoques annelés par des épaulards a été observée dans l'est du Canada (Higdon, 2007; Ferguson *et al.*, 2012a; idem, 2012b). Des épaulards sont aperçus à l'occasion dans la portion canadienne de la mer de Beaufort, mais aucune prédation de leur part sur des phoques annelés n'y a été observée (Higdon *et al.*, 2013). Les taux de prédation restent inconnus; ils peuvent être à la hausse mais, dans l'ensemble, ils sont probablement mineurs par rapport aux pertes que font subir l'ours blanc et le renard arctique.

La prédation exercée par d'autres espèces (p. ex. les mouettes et goélands, le Grand Corbeau et les loups) est négligeable dans la majeure partie de l'aire de répartition de l'espèce (Kelly *et al.*, 2010a).

Nombre de localités

La détérioration de l'habitat causée par la perte de glace de mer et le manque de couverture de neige adéquate associés aux changements climatiques d'origine humaine est la menace plausible la plus commune pour la population, mais l'on prévoit une variation considérable de la gravité et de l'immédiateté des changements des conditions de glace dans les années à venir sur un très vaste territoire (voir la section **Tendances en matière d'habitat**). Par conséquent, le nombre de localités est inconnu, mais l'on considère qu'il excède les seuils.

PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS

Statuts et protection juridiques

Aucun accord international ni convention internationale ne visent spécifiquement à protéger le phoque annelé, mais l'Accord international sur la conservation des ours blancs et de leur habitat protège les aires d'alimentation de l'ours blanc, ce qui assure une certaine mesure de protection à l'égard du phoque annelé et de son habitat (Kingsley, 1990). Le phoque annelé ne figure dans aucune annexe de la CITES (Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction). Le COSEPAC a évalué l'espèce comme étant préoccupante en novembre 2019 (celle-ci avait été désignée « non en péril » en 1989), et elle n'est pas actuellement inscrite à la *Loi sur les espèces en péril*.

En décembre 2012, le service des pêches de la NOAA a annoncé que les sous-espèces de l'Arctique, de la mer Baltique (*P. h. botnica*) et de la mer d'Okhotsk (*P. h. ochotensis*) du phoque annelé seraient désignées « menacées » (*threatened*) en vertu de l'*Endangered Species Act* (ESA) des États-Unis (NOAA, 2012). Après contestation de cette désignation devant les tribunaux, le phoque annelé a été retiré de la liste (Muto *et al.*, 2017). La décision a toutefois été infirmée par la suite, et le phoque annelé est actuellement désigné « menacé » en vertu de l'*Endangered Species Act* des États-Unis. Les phoques annelés de l'Arctique qui vivent en eaux états-uniennes étaient déjà protégés par la *Marine Mammal Protection Act* (MMPA). Le phoque annelé est classé dans les catégories « préoccupation mineure » au Groenland (Boertmann, 2007) et « vulnérable » en Norvège (au Svalbard) (Swenson *et al.*, 2010), et ne figure dans aucune liste en Russie (Red Data Book, 2001).

Au Canada, le phoque annelé, comme tous les mammifères marins, relève du *Règlement sur les mammifères marins* (DORS/93-56) pris en application de la *Loi sur les pêches* (Government of Canada, 2015). En 1980, le *Règlement concernant la protection des phoques* (C.R.C., ch. 833) a été édicté en vertu de la *Loi sur les pêches*; il permettait à tout résident de capturer des phoques pour lui-même, sa famille ou ses chiens, ou de vendre ou d'échanger de la viande de phoque à un résident ou un voyageur dans le même but (Department of Fisheries and Oceans, 1978). Ces dispositions n'imposaient aucune restriction quant à la vente ou au troc de peaux obtenues à la suite de la récolte (Kingsley, 1990). En 1993, le *Règlement concernant la protection des phoques* a été intégré aux dispositions visant d'autres mammifères marins du *Règlement sur les mammifères marins* pris en application de la *Loi sur les pêches*. La chasse au phoque dans les eaux marines des Territoires du Nord-Ouest, du Nunavut, du Nunavik et du Labrador est cogérée par divers conseils de gestion des ressources fauniques (le Fisheries Joint Management Committee [FJMC] dans la région désignée des Inuvialuit, dans les Territoires du Nord-Ouest; le Nunavut Wildlife Management Board [NWMB] dans la région du Nunavut; le Nunavik Marine Region Wildlife Board [NMRWB] dans la région marine du Nunavik; le Torngat Joint Fisheries Board [TJFB] dans la région du règlement des Inuit du Labrador), conformément aux articles applicables de l'accord de revendication territoriale pertinent. Le processus de cogestion de deux de ces régions, le Nunavut et le Nunavik, est brièvement décrit dans le rapport de situation du COSEPAC sur le morse de l'Atlantique (COSEWIC, 2017). Le ministère des Pêches et des Océans fournit des conseils scientifiques et gère le phoque annelé dans d'autres régions en collaboration avec d'autres organismes.

Le *Règlement sur les mammifères marins*, pris en application de la *Loi sur les pêches*, comprend également une disposition [RMM 4(1)] à l'égard des permis de pêche de mammifères marins (PPMM), dont le phoque annelé. Dans les années 1980, moins d'une centaine de ces permis étaient vendus annuellement (Kingsley, 1990). Au cours de la période de 10 ans la plus récente, soit de 2007 à 2016 inclusivement, le bureau de Pêches et Océans Canada à Iqaluit a vendu une moyenne de 22 permis (médiane = 21) annuellement (plage = de 4 à 51) (Hall, comm. pers., 2017), surtout à des chasseurs sportifs de morses qui demandaient aussi un permis de pêche au phoque (Young, comm. pers., 2017). Un PPMM visant les phoques est délivré uniquement à des non-résidents en

visite au Nunavut. D'autres organismes (p. ex. ministère de l'Environnement du Nunavut) de collectivités environnantes délivrent également de tels permis, mais le total annuel du Nunavut est probablement bien inférieur à 100 (Young, comm. pers., 2017; Hall, comm. pers., 2017). Quelques permis peuvent aussi être vendus à des visiteurs qui chasseront sur le territoire d'autres autorités compétentes se trouvant dans l'aire de répartition du phoque annelé, qui recoupe généralement les zones de pêche du phoque 1 à 4. Tel que l'énonce le *Règlement sur les mammifères marins*, quiconque réside juste à côté d'une des zones de pêche 1 à 4 peut, sans permis, pêcher le phoque à des fins alimentaires dans ces zones. Tout PPM inclut une condition selon laquelle il faut déclarer les prises au bureau local du MPO. Le MPO reçoit cependant très rarement des déclarations de prises de phoque (Young, comm. pers., 2017).

Statuts et classements non juridiques

Au rang de l'espèce, le phoque annelé est classé dans la catégorie « préoccupation mineure » de la liste rouge de l'UICN (Lowry, 2016). Les sous-espèces de l'Arctique et des mers Baltique et d'Okhotsk entrent dans la même catégorie (Boveng, 2016a,b; Härkönen, 2015). Les deux autres sous-espèces, le phoque annelé du lac Ladoga (*P. h. ladogensis*) et le phoque annelé du lac Saimaa (*P. h. saimensis*), toutes deux considérées comme en péril, sont classées dans les catégories « vulnérable » (Sipilä, 2016a) et « en voie de disparition » (Sipilä, 2016b), respectivement.

Les espèces sauvages canadiennes sont évaluées selon le processus de classement de NatureServe dans le cadre du programme sur la situation générale des espèces au Canada. Le phoque annelé est classé « N5B, N5N, N5M » (non en péril) à l'échelle nationale et infranationale (ouest de l'océan Arctique, est de l'océan Arctique et océan Atlantique) (CESCC, 2016).

Protection et propriété de l'habitat

Les aires protégées existantes et proposées telles que les parcs nationaux, les réserves nationales de faune (RNF), les refuges d'oiseaux migrateurs (ROM), les zones de protection marine (ZPM) régies par la Loi sur les océans, les aires marines nationales de conservation (AMNC), les réserves indiennes et d'autres terres détenues et administrées par le gouvernement du Canada protègent peu l'habitat du phoque annelé. Certains phoques utilisent la glace de mer adjacente à des aires terrestres protégées, mais celles-ci ne protègent pas l'habitat du phoque annelé spécifiquement. La RNF Ninginganiq, dans le nord-est de l'île de Baffin, englobe le littoral et les îles de la baie Isabella ainsi que la zone marine adjacente s'étendant jusqu'à 12 milles marins des côtes, et protège ainsi directement une certaine partie de l'important habitat de banquise côtière du phoque annelé. Une certaine portion de l'habitat est aussi protégée grâce aux ZPM dans la région désignée des Inuvialuit (Anguniaqvia Niqiqyuam, Tarium Niriyutait) et le sud du Labrador (baie Gilbert). L'AMNC du détroit de Lancaster, une fois son aménagement terminé, devrait assurer une protection additionnelle. Les Inuits et les Inuvialuits ont le droit de chasser dans les parcs nationaux et les autres aires de conservation situés dans la zone désignée des Inuvialuit, au Nunavut, au Nunavik et au Nunatsiavut.

REMERCIEMENTS

Le présent rapport a bénéficié des discussions avec de nombreux experts du COSEPAC ou de l'extérieur du COSEPAC. Au sein du COSEPAC, des informations et des conseils ont été généreusement fournis par Alain Filion (cartographie de l'aire de répartition), Jenny Wu (calculs basés sur un SIG), Neil Jones (connaissances traditionnelles autochtones), Hal Whitehead et David Lee (coprésidents du Sous-comités de spécialistes des mammifères marins), et Karen Timm (aide à l'organisation et aux communications). À Pêches et Océans Canada, Steve Ferguson et Patt Hall (à Winnipeg, au Manitoba), Jean-François Gosselin et Mike Hammill (à Mont-Joli, au Québec), Garry Stenson (à St. John's, à Terre-Neuve-et-Labrador) et Jeremiah Young (à Iqaluit, au Nunavut) ont fourni aide et renseignements. Tous ont apporté une précieuse contribution relativement à l'écologie, la répartition, la gestion et la conservation du phoque annelé. Maha Ghazal (gouvernement du Nunavut) a fourni des informations sur la chasse au phoque et la vente de peaux de phoque au Nunavut, Kaitlin Breton-Honeyman (Nunavik Marine Region Wildlife Board) a relayé les préoccupations des chasseurs quant à la santé des phoques annelés du Nunavik, Jayko Aooloo (Pond Inlet) et Moshi Kotierk (gouvernement du Nunavut) ont fait part de leur précieux point de vue sur l'impact potentiel des croisières touristiques au Nunavut, et Lori Quakenbush (Department of Fish and Game de l'Alaska) a fourni des renseignements sur les taux de récolte de phoques annelés en Alaska. De nombreux conseils et autorités responsables, par leurs commentaires, ont grandement amélioré la version provisoire du rapport.

EXPERTS CONTACTÉS

- Aooloo, J., comm. pers. 2013. Discussion avec J.W. Higdon. Octobre 2013. Pond Inlet (Nunavut).
- Breton-Honeyman, K., comm. pers. 2018. Correspondance par courriel avec J.W. Higdon. Mars 2018. Directrice de la gestion de la faune, Nunavik Marine Region Wildlife Board, Inukjuak (Québec).
- Ferguson, S.H., comm. pers. 2017. Correspondance par courriel avec J.W. Higdon et S.H. Petersen. Janvier-août 2017. Chercheur scientifique, Pêches et Océans Canada, 501 University Crescent, Winnipeg (Manitoba).
- Ghazal, M., comm. pers. 2017. Correspondance par courriel avec S.D. Petersen. Avril-août 2017. Conseillère en mammifères marins, Government of Nunavut, Pangnirtung (Nunavut).
- Gosselin, J.-F., comm. pers. 2017. Correspondance par courriel avec J.W. Higdon. Avril 2017. Biologiste, Institut Maurice-Lamontagne, Pêches et Océans Canada, C. P. 1000, 850, route de la Mer, Mont-Joli (Québec).

- Hall, P., comm. pers. 2017. Correspondance par courriel avec J.W. Higdon. Avril 2017. Agente supérieure régionale, Gestion des pêches, Pêches et Océans Canada, 501 University Crescent, Winnipeg (Manitoba).
- Hammill, M., comm. pers. 2017. Correspondance par courriel avec J.W. Higdon. Avril 2017. Chercheur scientifique, Institut Maurice-Lamontagne, Pêches et Océans Canada, C. P. 1000, 850, route de la Mer, Mont-Joli (Québec).
- Kotierk, M., comm. pers. 2013. Discussion avec J.W. Higdon. Octobre 2013. Chercheur en sciences sociales, Department of Environment, Government of Nunavut, Igloolik (Nunavut).
- Quakenbush, L., comm. pers. 2018. Commentaires sur la version provisoire du rapport à J.W. Higdon, S.D. Petersen et M. Hainstock. Février 2018. Arctic Marine Mammal Program, Alaska Department of Fish and Game, Fairbanks, Alaska.
- Stenson, G., comm. pers. 2017. Correspondance par courriel avec J.W. Higdon. Avril 2017. Chercheur scientifique et chef de section, Section des mammifères marins, Direction des sciences, Pêches et Océans Canada, C.P. 5667, St. John's (Terre-Neuve-et-Labrador).
- Young, J., comm. pers. 2017. Correspondance par courriel avec J.W. Higdon. Avril 2017. Technicien, gestion des pêches, Pêches et Océans Canada, C. P. 358, Iqaluit (Nunavut).

SOURCES D'INFORMATION

- ACIA. 2005. Arctic Climate Impact Assessment. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 1042 p. <http://www.acia.uaf.edu>.
- Addison, R. F., et T. G. Smith. 1974. Organochlorine residue levels in Arctic ringed seals: variation with age and sex. *Oikos* 25:335–337.
- Allen, J.A. 1880. History of North American pinnipeds. A monograph of the walruses, sea lions, sea bears, and seals of North America. U.S. Geol. Geogr. Surv. Terr. Misc. Publ. No. 12.
- Allen, B. M., et Angliss, R. P. 2010. Alaska marine mammal stock assessments, 2009. U.S. Department of Commerce, NOAA Tech. Memo. NMFS-AFSC-206. 276 pp.
- Amano, M., A. Hayano, et N. Miyazaki. 2002. Geographic variation in the skull of the ringed seal, *Pusa hispida*. *J. of Mamm.* 83:370–380.
- AMAP. 2007. Arctic Oil and Gas 2007. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP).
- AMAP. 2017. Chemicals of Emerging Arctic Concern. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway.
- AMAP. 2018. AMAP Assessment 2018: Biological Effects of Contaminants on Arctic Wildlife and Fish. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Tromso, Norway. xvi+353pp (ISBN – 978-82-7971-106-3).

- Anderson, R. M. 1946. Catalogue of Canadian recent mammals. Ottawa, National Museum of Canada.
- Andriashek, D., et C. Spencer. 1989. Predation on a ringed seal, *Phoca hispida*, pup by a red fox, *Vulpes vulpes*. Can. Field-Nat. 103:600.
- Árnason, Ú., A. Gullberg, A. Janke, M. Kullberg, N. Lehman, E. A. Petrov, et R. Väinölä. 2006. Pinniped phylogeny and a new hypothesis for their origin and dispersal. Mol. Phylog. Evol. 41:345–354.
- Appelbee, A. J., R. C. Thompson, et M. E. Olson. 2005. *Giardia* and *Cryptosporidium* in mammalian wildlife - current status and future needs. Trends Parasitol. 21:370–376.
- Beem, H. R., et M. S. Triantafyllou. 2015. Wake-induced ‘slaloming’ response explains exquisite sensitivity of seal whisker-like sensors. J. Fluid Mech. 783:306–322.
- Belikov, S. E., et A. N. Boltunov. 1998. The ringed seal (*Phoca hispida*) in the western Russian Arctic. Pages 63–82 in M. P. Heide-Jørgensen and C. Lydersen, editors. Ringed Seals in the North Atlantic. NAMMCO Sci. Publ. Vol. 1. Tromsø, Norway.
- Bengtson, J. L., L. M. Hiruki-Raring, M. A. Simpkins, et P. L. Boveng. 2005. Ringed and bearded seal densities in the eastern Chukchi Sea, 1999–2000. Polar Biol. 28:833–845.
- Berger, T. 1976. Transcripts of the Proceedings at the Community Hearing of the Mackenzie Valley Pipeline Inquiry before the Honourable Mr. Justice Berger, Commissioner. Sachs Harbour, N.W.T. March 4, 1976. Volume 42. 2003 electronic version. Allwest Reporting Ltd., Vancouver, B.C. 122 pp.
- Bergeron, E., L.N. Measures, et J. Huot. 1997. Lungworm (*Otostromylus circumlitus*) infections in ringed seals (*Phoca hispida*) from eastern arctic Canada. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54:2443–2448.
- BIMC (Baffinland Iron Mines Corporation). 2012. Mary River Project Final Environmental Impact Statement, February 14, 2012. NIRB File No.: 08MN053. Nunavut Impact Review Board, Cambridge Bay, NU.
- BIMC (Baffinland Iron Mines Corporation). 2013. Mary River Project, Addendum to Final Environmental Impact Statement, June 2013. Nunavut Impact Review Board, Cambridge Bay, NU.
- Boertmann, D. 2007. Grønlands Rødliste – 2007 [Greenlands Redlist -2007]. Grønlands Hjemmestyre, Direktoratet for Miljø og Natur, Nuuk. En danois.
- Boertmann, D., A. Mosbech, D. Schiedek, et K. Johansen (eds). 2009. The eastern Baffin Bay. A preliminary strategic environmental impact assessment of hydrocarbon activities in the KANUMAS West area. National Environmental Research Institute, Aarhus University, Denmark. 238 pp. [NERI Technical report no. 720; <http://www.dmu.dk/Pub/FR720.pdf>].

- Boertmann, D., A. Mosbech, D. Schiedek, et M. Dünweber (Eds.) 2013. Disko West. A strategic environmental impact assessment of hydrocarbon activities. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 306 pp. [Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 71. <http://www.dmu.dk/Pub/SR71.pdf>].
- Boily, P. 1995. Theoretical heat flux in water and habitat selection of phocid seals and beluga whales during the annual molt. *J. Theoret. Biol.* 172:235–244.
- Born, E. W., J. Teilmann, M. Acquarone, et F. F. Rigét. 2004. Habitat use of ringed seals (*Phoca hispida*) in the North Water area (North Baffin Bay). *Arctic* 57:129–142.
- Born, E.W., A. Heilmann, L.K. Holm, et K.L. Laidre. 2011. Polar Bears in Northwest Greenland: An Interview Survey About the Catch and the Climate. Museum Tusulanum Press, Copenhagen, Denmark. Version originale publiée en danois et en groenlandais en 2008. *Medd. om Grønland* 351, *Man & Society* 41. 232 p.
- Bossi, R., F. F. Rigét, et R. Dietz. 2005. Temporal and spatial trends of perfluorinated compounds in ringed seal (*Phoca hispida*) from Greenland. *Environmental Science & Technology* 39:7416–7422.
- Boveng, P. 2016a. *Pusa hispida hispida*, Pages e.T61382318A61382321, The IUCN Red List of Threatened Species 2016.
- Boveng, P. 2016b. *Pusa hispida ssp. ochotensis*, Pages e.T41677A66991702, The IUCN Red List of Threatened Species 2016.
- Bradstreet, M. S. W., et K. J. Finley. 1983. Diet of ringed seals (*Phoca hispida*) in the Canadian High Arctic. LGL Limited Environmental Research Associates, Prepared for Petro-Canada Exploration Inc. by LGL Limited Environmental Research Associates. 36 p.
- Bratley, J., et G. B. Stenson. 1993. Host specificity and abundance of parasitic nematodes (Ascxidoidea) from the stomachs of five phocid species from Newfoundland and Labrador. *Can. J. Zool.* 71: 2156–2166.
- Braune, B. M., P. M. Outridge, A. T. Fisk, D. C. G. Muir, P. A. Helm, K. Hobbs, P. F. Hoekstra *et al.* 2005. Persistent organic pollutants and mercury in marine biota of the Canadian Arctic: an overview of spatial and temporal trends. *Sci. Total Environ.* 351:4–56.
- Breton-Provencher, M. 1979. Etude de la population de phoques annelés (*Phoca hispida*) et des autres pinnipèdes de la région de Poste-de-la-baleine (Nouveau-Québec), GIROQ, Rapport d'Hydro-Québec, Projet Grande-Baleine, Mandat d'avant-projet préliminaire OGB/76-1. 148 p.
- Brewer, P. G., et K. Hester. 2009. Ocean acidification and the increasing transparency of the ocean to low-frequency sound. *Oceanography* 22:86–93.
- Brooke, L. F., et W. B. Kemp. 1986. Marine resources harvest study 1985, Prepared for the Department of Fisheries and Oceans. Kuujjuaq, Nunvik, Makivik Corporation.

- Brown, J., M. Dowdall, J. P. Gwynn, P. Børretzen, Ø. G. Selnæs, K. M. Kovacs, et C. Lydersen. 2006. Probabilistic biokinetic modelling of radiocaesium uptake in Arctic seal species: verification of modelled data with empirical observations. *J. Environ. Radioactivity* 88:289–305.
- Brown, T.A., M.P. Galicia, G.W. Thiemann, S.T. Belt, D.J. Yurkowski, et M.G. Dyck. 2018. High contributions of sea ice derived carbon in polar bear (*Ursus maritimus*) tissue. *PLoS ONE* 13(1): e0191631. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0191631>.
- Burns, J. J. 1970. Remarks on the distribution and natural history of pagophilic pinnipeds in the Bering and Chukchi Seas. *J. of Mamm.* 51:445–454.
- Burns, J. J., et S. J. Harbo Jr. 1972. An aerial census of ringed seals, northern coast of Alaska. *Arctic* 25:279–290.
- Calvert, W., et I. Stirling. 1985. Winter distribution of ringed seals (*Phoca hispida*) in the Barrow Strait area, Northwest Territories, determined by underwater vocalizations. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42:1238–1243.
- Cameron, M. F., D. B. Siniff, K. M. Proffitt, et R. A. Garrott. 2007. Site fidelity of Weddell seals: the effects of sex and age. *Ant. Sci.* 19(2):149–155.
- Carlens, H., C. Lydersen, B. A. Kraft, et K. M. Kovacs. 2006. Spring haul-out behavior of ringed seals (*Pusa hispida*) in Kongsfjorden, Svalbard. *Mar. Mam. Sci.* 22:379–393.
- Castro de la Guardia, L., A. E. Derocher, P. G. Myers, A. D. Terwisscha van Scheltinga, et N. J. Lunn. 2013. Future sea ice conditions in Western Hudson Bay and consequences for polar bears in the 21st century. *Glob. Change Biol.* 19:2675–2687.
- CESSC (Canadian Endangered Species Conservation Council). 2016. Wild Species 2016: The General Status of Species in Canada. National General Status Working Group. <https://wildspecies.ca/reports>. [Également disponible en français : CCCEP (Conseil canadien pour la conservation des espèces en péril). 2016. Espèces sauvages 2016 : la situation générale des espèces au Canada. Groupe de travail national sur la situation générale. <https://www.wildspecies.ca/fr/rapports>.]
- Chambellant, M. 2010. Hudson Bay ringed seal: ecology in a warming climate, Pages 137-158 in S. H. Ferguson, L. L. Loseto, et M. L. Mallory, eds. *A Little Less Arctic*, Springer.
- Chambellant, M., N. J. Lunn, et S. H. Ferguson. 2012. Temporal variation in distribution and density of ice-obligated seals in western Hudson Bay, Canada. *Polar Biol.* 35:1105–1117.
- Chambellant, M., I. Stirling, et S. H. Ferguson. 2013. Temporal variation in western Hudson Bay ringed seal *Phoca hispida* diet in relation to environment. *Ma. Ecol. Prog. Ser.* 481:269–287.
- Chan, F. T., J. E. Bronnenhuber, J. N. Bradie, K. L. Howland, N. Simard, et S. A. Bailey. 2012. Risk assessment for ship-mediated introductions of aquatic nonindigenous species to the Canadian Arctic. *Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2011/105. vi + 93 p.

- Chapskii, K. K. 1940. The ringed seal of western seas of the Soviet Arctic (The morphological characteristic, biology and hunting production). In N. A. Smirnov, editor. Proceedings of the Arctic Scientific Research Institute, Chief Administration of the Northern Sea Route. Izd. Glavsevmorputi, Leningrad, Moscow (traduit du russe par le Conseil consultative de recherches sur les pêcheries et les océans, Ottawa, Canada, Translation Series No. 1665, 147 p.).
- Clark, W. W. 1991. Recent studies of temporary threshold shift (TTS) and permanent threshold shift (PTS) in animals. *J. Acoust. Soc. Am.* 90:155.
- Cleator, H. 2001. Traditional knowledge study of ringed seals: a transcript of interviews with hunters from Chesterfield Inlet, Nunavut. Fisheries and Oceans Canada, Central and Arctic Region, Winnipeg, Manitoba, Canada. 108 pp.
- Committee on Taxonomy. 2014. List of marine mammal species and subspecies. www.marinemammalscience.org, Society for Marine Mammalogy.
- Communities of Ivujivik, Puvirnituk and Kangiqsujaq, Furgal, C., Nickels, S., Kativik Regional Government – Environment Department. 2005. Unikkaaqatigiit: Putting the Human Face on Climate Change: Perspectives from Nunavik. Joint publication of Inuit Tapiriit Kanatimi, Nasivik Centre for Inuit Health and Changing Environments at Université Laval and the Ajunnginiq Centre at the National Aboriginal Health Organization. Ottawa, ON.
- Conrad, P. A., M. A. Miller, C. Kreuder, E. R. James, J. Mazet, H. Dabritz, D. A. Jessup, F. Gulland, et M. E. Grigg. 2005. Transmission of *Toxoplasma*: clues from the study of sea otters as sentinels of *Toxoplasma gondii* flow into the marine environment. *Int. J. Parasit.* 35:1155–1168.
- Conn, P. B., J. M. Ver Hoef, B. T. McClintock, E. E. Moreland, J. M. London, M. F. Cameron, S. P. Dahle, et P. L. Boveng. 2014. Estimating multispecies abundance using automated detection systems: ice-associated seals in the Bering Sea. *Meth. Ecol. Evol.* 5:1280–1293.
- Cosby, S. L., S. McQuaid, N. Duffy, C. Lyons, B. K. Rima, G. M. Allan, S. J. McCullough, S. Kennedy, J. A. Smyth, F. McNeilly, et C. Craig. 1988. Characterization of a seal morbillivirus. *Nature* 336:115–116.
- COSEWIC (Committee on the Status of Endangered Species in Canada). 2014. Guidelines for Recognizing Designatable Units. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. [Également disponible en français : COSEPAC (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada). 2014. Lignes directrices du COSEPAC pour reconnaître les unités désignables. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa.]

- COSEWIC (Committee on the Status of Endangered Species in Canada). 2017. COSEWIC assessment and status report on the Atlantic Walrus *Odobenus rosmarus rosmarus*, High Arctic population, Central-Low Arctic population and Nova Scotia-Newfoundland-Gulf of St. Lawrence population in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. xxi + 89 pp. [Également disponible en français : COSEPAC (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada). 2017. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le morse de l'Atlantique (*Odobenus rosmarus rosmarus*), population du Haut-Arctique, population du centre de l'Arctique et du Bas-Arctique, population de la Nouvelle-Écosse, de Terre-Neuve et du golfe du Saint-Laurent, au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xxiii + 103 p.]
- Cott, P. A., B. W. Hanna, et J. A. Dahl. 2003. Discussion on seismic exploration in the Northwest Territories, 2000–2003. Can. Man. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2648: 42 pp.
- Crawford, J. A., K. J. Frost, L. T. Quakenbush, et A. Whiting. 2012. Different habitat use strategies by subadult and adult ringed seals (*Phoca hispida*) in the Bering and Chukchi seas. Polar Biol. 35:241–255.
- Crawford, J.A., Quakenbush, L.T., et J. Citta. 2015. A comparison of ringed and bearded seal diet, condition and productivity between historical (1975–1984) and recent (2003–2012) periods in the Alaskan Bering and Chukchi seas. Prog. Oceanogr. 136:133–150.
- Crawford, J.A., K.J. Frost, L.T. Quakenbush, et A. Whiting. 2019. Seasonal and diel differences in dive and haul-out behavior of adult and subadult ringed seals (*Pusa hispida*) in the Bering and Chukchi seas. Polar Biology 42:65–80.
- Davis, C. S., I. Stirling, C. Strobeck, et D. W. Coltman. 2008. Population structure of ice-breeding seals. Mol. Ecol. 17:3078–3094.
- Dawes, B. 1956: The Trematoda, with special reference to British and other European forms. Cambridge University Press, London, UK.
- Degerbøl, M., et P. Freuchen. 1935. Report of the mammals collected by the Fifth Thule Expedition to Arctic North America. Part I. Systematic notes, Pages 1–67, Report of the Fifth Thule Expedition.
- Delyamure, S. L. 1955. Helminthofauna of marine mammals (Ecology and Phylogeny) [en russe]. Ed. K. I. Skrjabin. Moscow: Izdatel'stvo Akademii Nauk SSR. [1968. Traduit par l'Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem, 522 pp.].
- Delyamure, S. L., et E. V. Alekseev. 1966. *Parafilaroides arcticus* n. sp. as parasites of the Chukotsk Sea ringed seal [In Russian]. Problemy Parazitologii 6:11–15. [1992. Can. Trans. Fish. Aquat. Sci. 5564]
- DFO (Department of Fisheries and Oceans). 1978. C.R.C. 1978: Seal Protection Regulations made under the Fisheries Act. Publié avec l'autorisation du ministre, ministère des Pêches et des Océans, Ottawa (Ontario).

- DFO (Department of Fisheries and Oceans). 2011. 2011–2015 Integrated Fisheries Management Plan for Atlantic Seals. Fisheries and Oceans Canada, ON. Website: <http://www.dfo-mpo.gc.ca/fm-gp/seal-phoque/reports-rapports/mgtplan-planges20112015/mgtplan-planges20112015-eng.htm>. [Également disponible en français : MPO (ministère des Pêches et Océans). 2011. Plan 2011-2015 de gestion intégrée de la chasse au phoque de l'Atlantique. Pêches et Océans Canada. Ontario. <http://www.dfo-mpo.gc.ca/fisheries-peches/seals-phoques/reports-rapports/mgtplan-planges20112015/mgtplan-planges20112015-fra.html>.]
- Derocher, A. E., N. J. Lunn, et I. Stirling. 2004. Polar bears in a warming climate. *Int. Comp. Biol.* 44:163-176.
- Derocher, A. E., Ø. Wiig, and M. Andersen. 2002. Diet composition of polar bears in Svalbard and the western Barents Sea. *Polar Biol.* 25:448–452.
- Diemer, K. M., M. J. Conroy, S. H. Ferguson, D. D. W. Hauser, A. Grgicak-Mannion, et A. T. Fisk. 2011. Marine mammal and seabird summer distribution and abundance in the fjords of northeast Cumberland Sound of Baffin Island, Nunavut, Canada. *Polar Biol.* 34:41–48.
- Dietz, R., P. Paludan-Müller, C. T. Agger, et C. O. Nielsen. 1998. Cadmium, mercury, zinc and selenium in ringed seals (*Phoca hispida*) from Greenland and Svalbard, Pages 242–272 in M. P. Heide-Jørgensen, and C. Lydersen, eds. Ringed seals in the North Atlantic. Tromsø, Norway, NAMMCO Sci. Publ. Vol. 1.
- Dietz, R., C. Sonne, N. Basu, B. Braune, T. O'Hara, R.J. Letcher, T. Scheuhammer, M. Andersen, C. Andreasen, D. Andriashek, G. Asmund, A. Aubail, H. Baagee, E.W. Born, H.M. Chan, A.E. Derocher, P. Grandjean, K. Knott, M. Kirkegaard, A. Krey, N. Lunn, F. Messier, M. Obbard, M.T. Olsen, S. Ostertag, E. Peacock, A. Renzoni, F.F. Riget et J.U. Skaare, 2013. What are the toxicological effects of mercury in Arctic biota? *Science of the Total Environment*, 443:775–790.
- Dowsley, M. 2005. Inuit knowledge regarding climate change and the Baffin Bay polar bear population. Government of Nunavut, Department of Environment, Final Wildlife Report: 1. 43 pp.
- Dowsley, M. 2007. Inuit perspectives on polar bears (*Ursus maritimus*) and climate change in Baffin Bay, Nunavut, Canada. *Res. Prac. Social Sci.* 2(2): 53–74.
- Dubey, J. P. 2010. *Toxoplasma gondii* infections in chickens (*Gallus domesticus*): prevalence, clinical disease, diagnosis and public health significance. *Zoon. Publ. Health* 57(1): 60-73.
- Dubey, J. P., R. Zarnke, N. J. Thomas, S. K. Wong, W. Van Bonn, M. Briggs, J. W. Davis, R. Ewing, M. Mense, O. C. H. Kwok, S. Romand, et P. Thulliez. 2003. *Toxoplasma gondii*, *Neospora caninum*, *Sarcocystis neurona*, and *Sarcocystis canis*-like infections in marine mammals. *Vet. Parasit.* 116:275–296.
- Duignan, P. J., O. Nielsen, C. House, K. M. Kovacs, N. Duffy, G. Early, S. Sadove, D. J. St. Aubin, B. K. Rima, et J. R. Geraci. 1997. Epizootiology of Morbillivirus infection in harp, hooded and ringed seals from the Canadian Arctic and western Atlantic. *J. Wildl. Dis.* 33(1): 7–19.

- Elsner R., D. Wartzok, N. B. Sonofrank, et B. P. Kelly. 1989. Behavioral and physiological reaction of arctic seals during under-ice pilotage. *Can. J. Zool.* 67:2506-2513.
- Engelhardt, F. R. 1983. Petroleum effects on marine mammals. *Aquat. Toxicol.* 4:199–217.
- Engelhardt, F. R., J. R. Geraci, et T. G. Smith. 1977. Uptake and clearance of petroleum hydrocarbons in the ringed seal, *Phoca hispida*. *J. Fish. Res. Board Can.* 34:1143–1147.
- Fay, F. H. 1960. Carnivorous walrus and some arctic zoonoses. *Arctic* 13:111–122.
- Fedoseev, G. A. 1975. Ecotypes of the ringed seal (*Pusa hispida* Schreber, 1777) and their reproductive capabilities, Pages 156-160, Proceedings of a Symposium held in Guelph 14-17 August 1972. Guelph, Ontario, Rapports et Procès-verbaux des Réunions. Conseil International pour l'Exploration de la Mer.
- Fedoseev, G. A. 1984. Population structure, current status, and perspective for utilization of the ice inhabiting forms of pinnipeds in the northern part of the Pacific Ocean. Pages 130–146 in A. V. Yablokov, editor. *Marine Mammals*. Nauka, Moscow, Russia (traduit du russe par F. H. Fay et B. A. Fay, 17 p.).
- Fedoseev, G. A. 2000. Population biology of ice-associated forms of seals and their role in the northern Pacific ecosystems. Center for Russian Environmental Policy, Russian Marine Mammal Council, Moscow, Russia. 271 p. (traduit du russe par I. E. Sidorova, 271 p.).
- Feltz, E. T., et F. H. Fay. 1966. Thermal requirements in vitro of epidermal cells from seals. *Cryobiol.* 3:261–264.
- Ferguson, S. H., J. W. Higdon, et K. H. Westdal. 2012a. Prey items and predation behavior of killer whales (*Orcinus orca*) in Nunavut, Canada based on Inuit hunter interviews. *Aquat. Biosys.* 8:3.
- Ferguson, S.H., M.C.S. Kingsley, et J.W. Higdon. 2012b. Killer whale predation in a multi-prey system. *Pop. Ecol.* 54: 31–41.
- Ferguson, S. H., I. Stirling, et P. D. McLoughlin. 2005. Climate change and ringed seal (*Phoca hispida*) recruitment in western Hudson Bay. *Mar. Mam. Sci.* 21:121–135.
- Ferguson, S. H., B. G. Young, D. J. Yurkowski, R. Anderson, C. Willing, et O. Nielsen. 2017. Demographic, ecological, and physiological responses of ringed seals to an abrupt decline in sea ice availability. *PeerJ* 5:e2957.
- Finley, K. J., G. W. Miller, R. A. Davis, et W. R. Koski. 1983. A distinctive large breeding population of ringed seals (*Phoca hispida*) inhabiting the Baffin Bay pack ice. *Arctic* 36:162–173.
- Fisk, A. T., C. A. De Wit, M. Wayland, Z. Z. Kuzyk, N. Burgess, R. Letcher, B. Braune et al. 2005. An assessment of the toxicological significance of anthropogenic contaminants in Canadian arctic wildlife. *Sci. Tot. Environ.* 351:57–93.

- Fisk, A. T., S. A. Tittlemier, J. L. Pranschke, et R. J. Norstrom. 2002. Using anthropogenic contaminants and stable isotopes to assess the feeding ecology of Greenland sharks. *Ecology* 83:2162–2172.
- Florko, K. R. N., W. Bernhardt, C. C. Breiter, S. H. Ferguson, M. Hainstock, B. G. Young, et S. D. Petersen. 2018. Decreasing sea ice conditions in western Hudson Bay and an increase in abundance of harbour seals (*Phoca vitulina*) in the Churchill River. *Polar Biol.* (<https://doi.org/10.1007/s00300-018-2277-6>)
- Forbes, L. B. 2000. The occurrence and ecology of *Trichinella* in marine mammals: *Vet. Parasit.* 93:321–334.
- Forbes, L. B., O. Nielsen, L. Measures, et D. R. Ewalt. 2000. *Brucellosis* in ringed seals and harp seals from Canada. *J. Wildl. Dis.* 36:595–598.
- Ford, J. D., W. A. Gough, G. J. Laidler, J. Macdonald, C. Irngaut, et K. Qrunnut. 2009. Sea ice, climate change, and community vulnerability in northern Foxe Basin, Canada. *Climate Res.* 38:137–154.
- Frederiksen, M., D. Boertmann, F. Ugarte, et A. Mosbech (eds). 2012. South Greenland. A Strategic Environmental Impact Assessment of hydrocarbon activities in the Greenland sector of the Labrador Sea and the southeast Davis Strait. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 220 pp. [Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 23; <http://www.dmu.dk/Pub/SR23.pdf>].
- Freeland, J. R., S. D. Petersen, et H. Kirk. 2011. *Molecular ecology*. Wiley & Sons, Chichester, UK.
- Freitas, C., K. M. Kovacs, R. A. Ims, M. A. Fedak, et C. Lydersen. 2008a. Ringed seal post-moulting movement tactics and habitat selection. *Oecologia* 155:193–204.
- Freitas, C., K. M. Kovacs, R. A. Ims, et C. Lydersen. 2008b. Predicting habitat use by ringed seals (*Phoca hispida*) in a warming Arctic. *Ecol. Model.* 217:19–32.
- Freuchen, P. 1935. Mammals. Part II. Field notes and biological observations, Pages 66-218 in M. Degerbol, et P. Freuchen, eds. *Mammals*. Copenhagen, Denmark, Gyldendalske Boghandel, Nordisk Forlag.
- Frost, K. J. 1985. The ringed seal (*Phoca hispida*), Pages 79–87 in J. J. Burns, K. J. Frost, et L. F. Lowry, eds., *Marine Mammals Species Accounts*. Juneau, AK, Alaska Department Fish and Game.
- Frost, K. J., et L. F. Lowry. 1981. Ringed, Baikal and Caspian seals, Pages 29–53 in S. H. Ridgway, et R. J. Harrison, eds. *Handbook of Marine Mammals*. Toronto, Academic Press.
- Frost, K. J., L. F. Lowry, G. Pendleton, et H. R. Nute. 2004. Factors affecting the observed densities of ringed seals, *Phoca hispida*, in the Alaskan Beaufort Sea, 1996–99. *Arctic* 57:115–128.
- Fulton, T. L., et C. Strobeck. 2010. Multiple fossil calibrations, nuclear loci and mitochondrial genomes provide new insight into biogeography and divergence timing for true seals (Phocidae, Pinnipedia). *J. Biogeog.* 37:814–829.

- Furgal, C. M., S. Innes, et K. M. Kovacs. 1996. Characteristics of ringed seal, *Phoca hispida*, subnivean structures and breeding habitat and their effects on predation. *Can. J. Zool.* 74:858–874.
- Furgal, C. M., S. Innes, et K. M. Kovacs. 2002. Inuit spring hunting techniques and local knowledge of the ringed seal in Arctic Bay (Ikpiarjuk), Nunavut. *Polar Res.* 21:1–16.
- Furnell, D. J., et D. Oolooyuk. 1980. Polar bear predation on ringed seals in ice-free water. *Can. Field-Nat.* 94:88–89.
- Gaden, A., S. H. Ferguson, L. A. Harwood, H. Melling, J. Alikamik, et G. A. Stern. 2012. Western Canadian Arctic ringed seal organic contaminant trends in relation to sea ice break-up. *Environ. Sci. Tech.* 46:4427–4433.
- Gagnon, A. S., et W. A. Gough. 2005. Trends in the dates of freeze-up and breakup over Hudson Bay, Canada. *Arctic* 58:370–382.
- Gajadhar, A. A., L. Measures, L. B. Forbes, C. Kapel, et J. P. Dubey. 2004. Experimental *Toxoplasma gondii* infection in grey seals (*Halichoerus grypus*). *J. Parasit.* 90: 255–259.
- Galicia, M. P., G. W. Thiemann, M. G. Dyck, S. H. Ferguson, et J. W. Higdon. 2016. Dietary habits of polar bears in Foxe Basin, Canada: possible evidence of a trophic regime shift mediated by a new top predator. *Ecol. Evol.* 6:6005–6018.
- Galley, R. J., B. G. T. Else, S. E. L. Howell, J. V. Lukovich, et D. G. Barber. 2012. Landfast sea ice conditions in the Canadian Arctic: 1983-2009. *Arctic* 65(2): 133–144.
- Gaston, A. J., H. G. Gilchrist, et J. Hipfner. 2005. Climate change, ice conditions and reproduction in an Arctic nesting marine bird: Brunnich’s guillemot (*Uria lomvia* L.). *J. Anim. Ecol.* 74:832-841.
- Gavrilchuk, K. et V. Lesage. 2014. Large-scale marine development projects (mineral, oil and gas, infrastructure) proposed for Canada’s North. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3069:viii + 84 pp.
- George, J. C., et R. Suydam. 1998. Observations of killer whale (*Orcinus orca*) predation in the northeastern Chukchi and western Beaufort Seas. *Mar. Mam. Sci.* 14:330–332.
- Gjertz, I., K. M. Kovacs, C. Lydersen, et Ø. Wiig. 2000. Movements and diving of adult ringed seals (*Phoca hispida*) in Svalbard. *Polar Biol.* 23:651–656.
- Gosselin, J.-F., L. N. Measures, et J. Huot. 1998. Lungworm (Nematoda: Metastrongyloidea) infections in Canadian phocids. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55:825–834.
- Government of Nunavut. 2010. Chesterfield Inlet Coastal Resource Inventory Report. Fisheries and Sealing Division, Department of Environment, Iqaluit, NU.
- Government of Nunavut. 2011. Sanikiluaq Inlet Coastal Resource Inventory Report. Fisheries and Sealing Division, Department of Environment, Iqaluit, NU.

- Government of Nunavut. 2012. Gjoa Haven Coastal Resource Inventory Report. Fisheries and Sealing Division, Department of Environment, Iqaluit, NU.
- Government of Nunavut. 2013. Grise Fiord Coastal Resource Inventory Report. Fisheries and Sealing Division, Department of Environment, Iqaluit, NU.
- Government of Nunavut. 2014. Pangnirtung Coastal Resource Inventory Report. Fisheries and Sealing Division, Department of Environment, Iqaluit, NU.
- Government of Nunavut. 2015. Taloyoak Coastal Resource Inventory Report. Fisheries and Sealing Division, Department of Environment, Iqaluit, NU.
- Grebmeier, J. M., J. E. Overland, S. E. Moore, E. V. Farley, E. C. Carmack, L. W. Cooper, K. E. Frey *et al.* 2006. A major ecosystem shift in the northern Bering Sea. *Science* 311:1461–1464.
- Greenland Home Rule. 2009. Management and utilization of seals in Greenland. Department of Fisheries, Hunting and Agriculture. 24 p.
- Government of Canada. 2015. Fisheries Act (R.S.C., 1985, c. F-14). [<http://laws-lois.justice.gc.ca/eng/acts/F-14/index.html>]. [Également disponible en français : Gouvernement du Canada. 2015. *Loi sur les pêches* (L.R.C. [1985], ch. F-14). <https://laws-lois.justice.gc.ca/fra/lois/F-14/index.html>.]
- Gunn, A., G. Arlooktoo, et D. Kaomayok. 1988. The contribution of the ecological knowledge of Inuit to wildlife management in the Northwest Territories, Pages 22–30, Traditional knowledge and renewable resource management in northern regions. IUCN Commission on Ecology and the Boreal Institute for Northern Studies, Occasional Publication.
- Hall, E. R., et K. R. Kelson. 1959. *The Mammals of North America*. Ronald Press, New York, NY.
- Hamilton, S. G., L. C. de la Guardia, A. E. Derocher, V. Sahanatien, B. Tremblay, and D. Huard. 2014. Projected polar bear sea ice habitat in the Canadian Arctic Archipelago. *PLoS ONE* 9:e113746.
- Hamilton, C. D., C. Lydersen, R. A. Ims, et K. M. Kovacs KM. 2015. Predictions replaced by facts: a keystone species' behavioural responses to declining arctic sea-ice. *Biology Letters* 11: 20150803.
- Hammill, M. O. 1987. Ecology of the ringed seal (*Phoca hispida* Schreber) in the fast-ice of Barrow Strait, Northwest Territories, McGill University, Montréal, Québec, Canada.
- Hammill, M. O. 2009. Ringed Seal, *Pusa hispida*. Pages 972–974 in *Encyclopedia of Marine Mammals*, 2nd edition. Academic Press. 1352 pp., Pages 972–974 in W. F. Perrin, B. Würsig, et J. G. M. Thewissen, eds. *Encyclopedia of Marine Mammals*, Academic Press.
- Hammill, M. O., C. Lydersen, M. S. Ryg, et T. G. Smith. 1991. Lactation in the ringed seal (*Phoca hispida*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48:2471–2476.

- Hammill, M. O., et T. G. Smith. 1989. Factors affecting the distribution and abundance of ringed seal structures in Barrow Strait, Northwest Territories. *C. J. Zool.* 67:2212–2219.
- Hammill, M. O., et T. G. Smith. 1990. Application of removal sampling to estimate the density of ringed seals (*Phoca hispida*) in Barrow Strait, Northwest Territories. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47:244–250.
- Hammill, M. O., et T. G. Smith. 1991. The role of predation in the ecology of the ringed seal in Barrow Strait, Northwest Territories, Canada. *Mar. Mam. Sci.* 7:123–135.
- Harcourt, R. G., Hindell M. A., Bell D. G., Waas J. R. (2000) Three dimensional dive profiles of free-ranging Weddell seals. *Polar Biol.* 23:479–487
- Hardy, M. H., E. Roff, T. G. Smith, et M. Ryg. 1991. Facial skin glands of ringed and grey seals, and their possible function as odoriferous organs. *Can. J. Zool.* 69:189–200.
- Harington, C. R. 2008. The evolution of Arctic marine mammals. *Ecol. Appl.* 18:S23-S40.
- Härkönen, T. 2015. *Pusa hispida ssp. botnica*, Pages e.T41673A66991604, The IUCN Red List of Threatened Species 2016.
- Harris, R. E., G. W. Miller, et W. J. Richardson. 2001. Seal responses to airgun sounds during summer seismic surveys in the Alaskan Beaufort Sea. *Mar. Mam. Sci.* 17:795–812.
- Harwood, L. A., T. G. Smith, et J. C. Auld. 2012a. Fall migration of ringed seals (*Phoca hispida*) through the Beaufort and Chukchi Seas, 2001–02. *Arctic* 65:35–44.
- Harwood, L. A., T. G. Smith, J. C. George, S. J. Sandstrom, W. Walkusz, et G. J. Divoky. 2015. Change in the Beaufort Sea ecosystem: diverging trends in body condition and/or production in five marine vertebrate species. *Prog. Oceanog.* 136:263–273.
- Harwood, L. A., T. G. Smith, et H. Melling. 2000. Variation in reproduction and body condition of the ringed seal (*Phoca hispida*) in western Prince Albert Sound, NT, Canada, as assessed through a harvest-based program. *Arctic* 53:422–431.
- Harwood, L. A., T. G. Smith, et H. Melling. 2007. Assessing the potential effects of near shore hydrocarbon exploration on ringed seals in the Beaufort Sea region, 2003–2006, Pages 103, Environmental Research Studies Funds, Environmental Studies Research Funds.
- Harwood, L. A., T. G. Smith, H. Melling, J. Alikamik, et M. C. Kingsley. 2012b. Ringed seals and sea ice in Canada's Western Arctic: Harvest-based monitoring 1992–2011. *Arctic* 65:377–390.
- Harwood, L. A., et I. Stirling. 1992. Distribution of ringed seals in the southeastern Beaufort Sea during late summer. *Can. J. Zool.* 70:891–900.
- Harwood, J., S. D. Carter, D. E. Hughes, S. C. Bell, J. R. Baker, et H. J. Cornwell. 1989. Seal disease predictions. *Nature* 339(6227): 670.

- Hastie, G. D., D. J. F. Russell, B. McConnell, S. Moss, D. Thompson et V. M. Janik. 2015. Sound exposure in harbour seals during the installation of an offshore wind farm: predictions of auditory damage. *J. Appl. Ecol.* 52:631–640.
- Heide-Jørgensen, M. P., B. S. Stewart, et S. Leatherwood. 1992a. Satellite tracking of ringed seals *Phoca hispida* off northwest Greenland. *Ecography* 15:56–61.
- Heide-Jørgensen, M. P., T. Harkonen, T., R. Dietz, et P. M. Thompson. 1992b. Retrospective of the 1988 European seal epizootic. *Dis. Aquat. Organisms* 13(1): 37–62.
- Helle, E. 1980. Lowered reproductive capacity in female ringed seals (*Pusa hispida*) in the Bothnian Bay, northern Baltic Sea, with special reference to uterine occlusions. *Annals Zoologici Fennici* 17:147–158.
- Helle, E., M. Olsson, et S. Jensen. 1976. PCB levels correlated with pathological changes in seal uteri. *Ambio* 5:261–262.
- Heptner, L. V. G., K. K. Chapskii, V. A. Arsen'ev, et V. T. Sokolov. 1976. Ringed seal. *Phoca (Pusa) hispida* Schreber, 1775. Pages 218-260 in L. V. G. Heptner, N. P. Naumov, et J. Mead, editors. *Mammals of the Soviet Union. Volume II, Part 3--Pinnipeds and Toothed Whales, Pinnipedia and Odontoceti.* Vysshaya Shkola Publishers, Moscow, Russia. (Translated from Russian by P. M. Rao, 1996, Science Publishers, Inc., Lebanon, NH).
- Hersteinsson, P., et D. W. Macdonald. 1992. Interspecific competition and the geographical distribution of red and Arctic Foxes *Vulpes vulpes* and *Alopex lagopus*. *Oikos* 64:505–515.
- Hertz, O., et Kapel, F.O. 1986. Commercial and subsistence hunting of marine mammals. *Ambio* 15(3): 144–151.
- Hezel, P. J., X. Zhang, C. M. Bitz, B. P. Kelly, et F. Massonnet. 2012. Projected decline in spring snow depth on Arctic sea ice caused by progressively later autumn open ocean freeze-up this century. *Geophys. Res. Lett.* 39:L17505.
- Higdon, J. W. 2007. Status of knowledge on killer whales (*Orcinus orca*) in the Canadian Arctic. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Res. Doc.* 2007/48: 41 pp.
- Higdon, J. W., O. R. P. Bininda-Emonds, R. M. D. Beck, et S. H. Ferguson. 2007. Phylogeny and divergence of the pinnipeds (Carnivora: Mammalia) assessed using a multigene dataset. *BMC Evol. Biol.* 7:216.
- Higdon, J.W., T. Byers, L. Brown, and S.H. Ferguson. 2013. Observations of killer whales (*Orcinus orca*) in the Canadian Beaufort Sea. *Polar Rec.* 49:307–314.
- Higdon, J. W., et S. H. Ferguson. 2009. Loss of Arctic sea ice causing punctuated change in sightings of killer whales (*Orcinus orca*) over the past century. *Ecol. Appl.* 19:1365–1375.
- Higdon, J. W., D. D. W. Hauser, et S. H. Ferguson. 2012. Killer whales (*Orcinus orca*) in the Canadian Arctic: Distribution, prey items, group sizes, and seasonality. *Mar. Mam. Sci.* 28:E93-E109.

- Higdon, J. W., K. H. Westdal, et S. H. Ferguson. 2014. Distribution and abundance of killer whales (*Orcinus orca*) in Nunavut, Canada—an Inuit knowledge survey. *J. Mar. Biol. Assoc. UK* 94:1293–1304.
- Hites, R. A. 2004. Polybrominated diphenyl ethers in the environment and in people: a meta-analysis of concentrations. *Environ. Sci. Tech.* 38:945–956.
- Holst, M., et I. Stirling. 2002. A comparison of ringed seal (*Phoca hispida*) biology on the east and west sides of the North Water Polynya, Baffin Bay. *Aquat. Mamm.* 28:221–230.
- Holst, M., I. Stirling, et W. Calvert. 1999. Age structure and reproductive rates of ringed seals (*Phoca hispida*) on the northwestern coast of Hudson Bay in 1991 and 1992. *Mar. Mam. Sci.* 15:1357–1364.
- Holst, M., I. Stirling, et K. A. Hobson. 2001. Diet of ringed seals (*Phoca hispida*) on the east and west sides of the North Water Polynya, northern Baffin Bay. *Mar. Mam. Sci.* 17:888–908.
- Hovelsrud, G. K., M. McKenna, et H. P. Huntington. 2008. Marine mammal harvests and other interactions with humans. *Ecol. Appl.* 18: S135-S147.
- Howell, S. E., C. R. Duguay, et T. Markus. 2009. Sea ice conditions and melt season duration variability within the Canadian Arctic Archipelago: 1979–2008. *Geophys. Res. Lett.* 36:L10502.
- Hudson, J. 2016. Landscape genetics of ringed seals (*Pusa hispida*) in the Canadian Arctic. BSc thesis, University of Winnipeg, Winnipeg, MB.
- Hughes-Hanks, J. M., L. G. Rickard, C. Panuska, J. R. Sauciert, T. M. O'Harat, et L. Dehn. 2005. Prevalence of *Cryptosporidium* spp. and *Giardia* spp. in five marine mammal species. *J. Parasit.* 91:1225–1228.
- Huntington, H. P., Quakenbush, L. T., et Nelson, M. 2016. Effects of changing sea ice on marine mammals and subsistence hunters in northern Alaska from traditional knowledge interviews. *Biol. Lett.* 12:20160198.
- Huntington, H.P., Quakenbush, L.T., et Nelson, M. 2017. Evaluating the effects of climate change on Indigenous marine mammal hunting in northern and western Alaska using traditional knowledge. *Front. Mar. Sci.* 4: 319.
- Hyvärinen, H. 1989. Diving in darkness: whiskers as sense organs of the ringed seal (*Phoca hispida saimensis*). *J. Zool.* 218:663–678.
- Hyvärinen, H., et H. Katajisto. 1984. Functional structure of the vibrissae of the ringed seal (*Phoca hispida* Schr.). *Acta Zool. Fenn.* 171:27–30.
- Iacozza, J., et S. H. Ferguson. 2014. Spatio-temporal variability of snow over sea ice in western Hudson Bay, with reference to ringed seal pup survival. *Polar Biol.* 37:817–832.
- Ice Seal Committee. 2017. The subsistence harvest of ice seals in Alaska - A compilation of existing information, 1960-2015. In: Report to the Ice Seal Committee. Ice Seal Committee.

- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2013. The Physical Basis. Contributions of Working Group 1 to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Pages 1535 pp. *in* T. F. Stocker, D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, A. Nauels *et al.*, eds. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, Cambridge University Press.
- IUCN (International Union for the Conservation of Nature). 2013. Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 10, Prepared by the Standards and Petitions Subcommittee.
- Jefferson, T. A., S. Leatherwood, et M. A. Webber. 1993. FAO Species Identification Guide: Marine Mammals of the World. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Johansen, C. E., C. Lydersen, P. E. Aspholm, T. Haug, et K. M. Kovacs. 2010. Helminth parasites in ringed seals (*Pusa hispida*) from Svalbard, Norway with special emphasis on Nematodes: Variation with age, sex, diet, and location of host. *J. Parasit.* 96(5): 946–953.
- Johnson, M.L., Fiscus, C.H., Ostenson, B.T. et Barbour, M.L. 1966. Marine mammals. Pp. 877–924 *in*: Environment of the Cape Thompson Region, Alaska / N.J. Wilimowsky et J.N. Wolfe (eds). Oak Ridge, TN: U.S. Atomic Energy Commission.
- Joint Secretariat. 2003. Inuvialuit Harvest Study Data and Methods Report 1988–1997. Inuvik, NT. v + 202 p.
- Joint Secretariat. 2015. Inuvialuit and Nanuq: A Polar Bear Traditional Knowledge Study. Joint Secretariat, Inuvialuit Settlement Region. Inuvik, NWT.
- Jones, J. M., B. J. Thayre, E. H. Roth, M. Mahoney, I. Sia, K. Mercurief, C. Jackson *et al.* 2014. Ringed, bearded, and ribbon seal vocalizations north of Barrow, Alaska: seasonal presence and relationship with sea ice. *Arctic* 67:203–222.
- Kapel, F. O., J. Christiansen, M. P. Heide-Jørgensen, T. Härkönen, E. W. Born, L. Ø. Knutsen, F. Rigét *et al.* 1998. Netting and conventional tagging used for studying movements of ringed seals (*Phoca hispida*) in Greenland, Pages 211–228 *in* M. P. Heide-Jørgensen, et C. Lydersen, eds. Ringed seals (*Phoca hispida*) in the North Atlantic, North Atlantic Marine Mammal Commission (NAMMCO)
- Kapel, F. O., et A. Rosing-Asvid. 1996. Seal hunting statistics for Greenland 1993 and 1994, according to a new system of collecting information, compared to the previous Lists-of-Game. *NAFO Sci. Coun. Stud.* 26:71–86.
- Kappianaq, G. 1992. Interview IE-234. Igloolik, Nunavut, Archives of the Inullariit Society, Igloolik Research Centre.
- Kappianaq, G. 1997. Interview IE-409. Igloolik, Nunavut, Archives of the Inullariit Society, Igloolik Research Centre.
- Karpiej, K., M. Simard, E. Pufall, et J. Rokicki. 2014. Anisakids (Nematoda: Anisakidae) from ringed seal, *Pusa hispida*, and bearded seal, *Erignathus barbatus* (Mammalia: Pinnipedia) from Nunavut region. *J. Mar. Biol. Assoc. UK* 94(6): 1237–1241.

- Keith, D., J. Arqviq, L. Kamookak, J. Ameralik et the Gjoa Haven Hunters and Trappers Organization. 2005. Inuit Qaujimaningit Nanurnut: Inuit Knowledge of Polar Bears. Gjoa Haven Hunters and Trappers Organization and CCI Press. viii + 252 pp.
- Keith, D. 2009. Inuit Observations of Changing Sea Ice and Snow Conditions in Polar Bear Habitat in the East Kitikmeot, Nunavut. In Freeman, Milton M.R. and Lee Foote (eds.). Inuit, Polar Bears and Sustainable Use: Local, National and International Perspectives. Edmonton: CCI Press, pp. 111–124.
- Kelly, B. P. 1981. Pelage polymorphism in Pacific harbor seals. *Can. J. Zool.* 59:1212–1219.
- Kelly, B. P. 1988. Ringed seal, *Phoca hispida*. Pages 57-75 in J. W. Lentifer, editor. Selected Marine Mammal Species of Alaska: Species Accounts with Research and Management Recommendations. Marine Mammal Commission, Washington, D.C.
- Kelly, B. P. 1997. Behavior of ringed seals diving under shore-fast sea ice. Purdue University, Ann Arbor, MI. Thèse de doctorat.
- Kelly, B. P., J. L. Bengtson, P. Boveng, M. F. Cameron, S. P. Dahle, J. K. Jansen, E. A. Logerwell *et al.* 2010. Status review of the ringed seal (*Phoca hispida*). NOAA Tech. Memo. 250 pp.
- Kelly, B. P., O. H. Badajos, M. Kunnsaranta, J. R. Moran, M. Martinez-Bakker, D. Wartzok, et P. Boveng. 2010b. Seasonal home ranges and fidelity to breeding sites among ringed seals. *Polar Biology* 33:1095–1109.
- Kelly, B. P., J. J. Burns, et L. T. Quakenbush. 1988. Responses of ringed seals (*Phoca hispida*) to noise disturbance. *Port Ocean Eng. Arctic Cond.* 2:27–38.
- Kelly, B. P., et L. T. Quakenbush. 1990. Spatiotemporal use of lairs by ringed seals (*Phoca hispida*). *Can. J. Zool.* 68:2503–2512.
- Kelly, B. P., L. T. Quakenbush, et J. R. Rose. 1986. Ringed seal winter ecology and effects of noise disturbance. Outer Continental Shelf Environmental Assessment. Fairbanks, Alaska, University of Alaska.
- Kelly, B. P., et D. Wartzok. 1996. Ringed seal diving behavior in the breeding season. *Can. J. Zool.* 74:1547–1555.
- King, J.E. 1983. Seals of the world. 2nd ed. Comstock Publishing Associates, Ithaca, N.Y.
- Kingsley, M. C., et I. Stirling. 1991. Haul-out behaviour of ringed and bearded seals in relation to defence against surface predators. *Can. J. Zool.* 69:1857–1861.
- Kingsley, M. C. S. 1990. Status of the ringed seal, *Phoca hispida*, in Canada. *Can. Field-Nat.* 104:138–145.
- Kingsley, M. C. S. 1998. The numbers of ringed seals (*Phoca hispida*) in Baffin Bay and associated waters, Pages 181–196 in M. P. Heide-Jørgensen, et C. Lydersen, eds., NAMMCO Scientific Publications. Tromso, Norway, North Atlantic Marine Mammal Commission.

- Kingsley, M. C. S., et T. J. Byers. 1998. Failure of reproduction in ringed seals (*Phoca hispida*) in Amundsen Gulf, Northwest Territories in 1984–1987. NAMMCO Scientific Publications 1:197–210.
- Kingsley, M. C. S., et N. J. Lunn. 1983. The abundance of seals in the eastern Beaufort Sea, northern Amundsen Gulf and Prince Albert Sound, 1982, Pages 16, Canadian Wildlife Service, Prepared for Dome Petroleum Limited, Gulf Canada Resources, Inc.
- Kingsley, M. C. S., I. Stirling, et W. Calvert. 1985. The distribution and abundance of seals in the Canadian high Arctic, 1980–82. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42:1189–1210.
- Kotierk, M. 2010. The Documentation of Inuit and Public Knowledge of Davis Strait Polar Bears, Climate Change, Inuit Knowledge and Environmental Management using Public Opinion Polls. Department of Environment, Government of Nunavut. vi + 96 pp.
- Kovacs K. M. 1990. Mating strategies in male hooded seals (*Cystophora cristata*). *Can. J. Zool.* 68:2499–2502
- Kovacs K. M. 2007. Background document for development of a circumpolar ringed seal (*Phoca hispida*) monitoring plan. Marine Mammal Commission, Workshop to Develop Monitoring Plans for Arctic Marine Mammals. 45 p.
- Kovacs K. M. 2014. Circumpolar ringed seal (*Pusa hispida*) monitoring: CAFF's Ringed Seal Monitoring Network, Pages 45 pp. Tromsø, Norsk Polarinstitutt.
- Krafft, B. A., K. M. Kovacs, A. K. Frie, T. Haug, et C. Lydersen. 2006. Growth and population parameters of ringed seals (*Pusa hispida*) from Svalbard, Norway, 2002–2004. *ICES J. Mar. Sci.* 63:1136–1144.
- Krafft, B. A., K. M. Kovacs, et C. Lydersen. 2007. Distribution of sex and age groups of ringed seals *Pusa hispida* in the fast-ice breeding habitat of Kongsfjorden, Svalbard. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 335:199–206.
- Krupnik, I. I. 1988. Asiatic Eskimos and marine resources: a case of ecological pulsations or equilibrium? *Arctic Anthropol.* 25:94–106.
- Krupnik, I. 1993. The evolution of maritime hunting. Pages 185–215 in M. Levenson, editor. *Arctic Adaptations, Native Whalers and Reindeer Herders of Northern Eurasia*. University Press of New England, Hanover, MD and London, England (traduit du russe par M. Levenson, 355 p.).
- Kucklick, J. R., M. M. Krahn, P. R. Becker, B. J. Porter, M. M. Schantz, G. S. York, T. M. O'Hara *et al.* 2006. Persistent organic pollutants in Alaskan ringed seal (*Phoca hispida*) and walrus (*Odobenus rosmarus*) blubber. *J. Environ. Monitor.* 8:848–854.
- Kumlien, L. 1879. Mammals, Pages 55–61 *Contributions to the Natural History of Arctic America made in connection with the Howgate Polar Expedition 1877–78*. Washington, D.C., Government Printing Office.
- Kunnasranta, M., H. Hyvärinen, J. Häkkinen, et J. T. Koskela. 2002. Dive types and circadian behaviour patterns of Saimaa ringed seals *Phoca hispida saimensis* during the open-water season. *Acta Therio.* 47:63–72.

- Kwok, R., G. F. Cunningham, M. Wensnahan, I. Rigor, H. J. Zwally, et D. Yi. 2009. Thinning and volume loss of the Arctic Ocean sea ice cover: 2003–2008. *J. Geophys. Res.: Oceans* 114.
- Laidler, G. J. 2006. Inuit and scientific perspectives on the relationship between sea ice and climate change: the ideal complement? *Clim. Change* 78:407–444.
- Laidler, G. J., J. D. Ford, W. A. Gough, T. Ikummaq, A. S. Gagnon, S. Kowal, K. Qrunnut *et al.* 2009. Travelling and hunting in a changing Arctic: assessing Inuit vulnerability to sea ice change in Igloodik, Nunavut. *Clim. Change* 94:363–397.
- Laidre, K. L., H. Stern, K. M. Kovacs, L. Lowry, S. E. Moore, E. V. Regehr, S. H. Ferguson *et al.* 2015. Arctic marine mammal population status, sea ice habitat loss, and conservation recommendations for the 21st century. *Conserv. Biol.* 29:724-737.
- Laidre, K. L., I. Stirling, L. F. Lowry, Ø. Wiig, M. P. Heide-Jørgensen, et S. H. Ferguson. 2008. Quantifying the sensitivity of Arctic marine mammals to climate-induced habitat change. *Ecol. Appl.* 18:S97-S125.
- Leclerc, L.-M. E., C. Lydersen, T. Haug, L. Bachmann, A. T. Fisk, et K. M. Kovacs. 2012. A missing piece in the Arctic food web puzzle? Stomach contents of Greenland sharks sampled in Svalbard, Norway. *Polar Biol.* 35:1197–1208.
- Letcher, R.J., J.O. Bustnes, R. Dietz, B.M. Jenssen, E.H. Jorgensen, C. Sonne, J. Verreault, M.M. Vijayan et G.W. Gabrielsen, 2010. Exposure and effects assessment of persistent organohalogen contaminants in Arctic wildlife and fish. *Science of the Total Environment*, 408:2995–3043.
- Liess, B., H.-R. Frey, et A. Zaghawa. 1989. Morbillivirus in seals: isolation and some growth characteristics in cell cultures. *Deutsche tierärztliche Wochenschrift* 96: 180-182.
- Lowry, L. F. 2016. *Pusa hispida*, Pages e. T41672A45231341, The IUCN Red List of Threatened Species 2016.
- Lowry, L. F., et F. H. Fay. 1984. Seal eating by walruses in the Bering and Chukchi Seas. *Polar Biol.* 3:11–18.
- Lowry, L. F., K. J. Frost, et J. J. Burns. 1980. Variability in the diet of ringed seals, *Phoca hispida*, in Alaska. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37:2254–2261.
- Lucas, Z. N., et D. F. McAlpine. 2002. Extralimital occurrences of ringed seals, *Phoca hispida*, on Sable Island, Nova Scotia. *Can. Field-Nat.* 116:607–610.
- Lunn, N. J., I. Stirling, et S. N. Nowicki. 1997. Distribution and abundance of ringed (*Phoca hispida*) and bearded seals (*Erignathus barbatus*) in western Hudson Bay. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54:914–921.
- Luque, S. P., S. H. Ferguson, et G. A. Breed. 2014. Spatial behaviour of a keystone Arctic marine predator and implications of climate warming in Hudson Bay. *J. Exper. Mar. Biol. Ecol.* 461:504–515.
- Lydersen, C. 1995. Energetics of pregnancy, lactation and neonatal development in ringed seals (*Phoca hispida*). *Develop. Mar. Biol.* 4:319–327.

- Lydersen, C. 1991. Monitoring ringed seal (*Phoca hispida*) activity by means of acoustic telemetry. *Can. J. Zool.* 69:1178–1182.
- Lydersen, C. 1998. Status and biology of ringed seals (*Phoca hispida*) in Svalbard, Pages 46–62 in M. P. Heide-Jørgensen, and C. Lydersen, eds. Ringed seals in the North Atlantic. Tromsø, The North Atlantic Marine Mammal Commission.
- Lydersen, C., et I. Gjertz. 1986. Studies of the ringed seal (*Phoca hispida* Schreber 1775) in its breeding habitat in Kongsfjorden, Svalbard. *Polar Res.* 4:57–63.
- Lydersen, C., et M. O. Hammill. 1993a. Activity, milk intake and energy consumption in free-living ringed seal (*Phoca hispida*) pups. *J. Comp. Physiol. B: Biochem. Syst. Environ. Physiol.* 163:433–438.
- Lydersen, C., et M. O. Hammill. 1993b. Diving in ringed seal (*Phoca hispida*) pups during the nursing period. *Can. J. Zool.* 71:991–996.
- Lydersen, C., M. O. Hammill, et M. S. Ryg. 1992. Water flux and mass gain during lactation in free-living ringed seal (*Phoca hispida*) pups. *J. Zool.* 228:361–369.
- Lydersen, C., et K. M. Kovacs. 1999. Behaviour and energetics of ice-breeding, North Atlantic phocid seals during the lactation period. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 187:265–281.
- Lydersen, C., et M. Ryg. 1991. Evaluating breeding habitat and populations of ringed seals *Phoca hispida* in Svalbard fjords. *Polar Rec.* 27:223–228.
- Lydersen, C., et T. G. Smith. 1989. Avian predation on ringed seal *Phoca hispida* pups. *Polar Biol.* 9:489–490.
- Lydersen, C., J. Vaquie-Garcia, E. Lydersen, G. N. Christensen, et K. M. Kovacs. 2017. Novel terrestrial haul-out behaviour by ringed seals (*Pusa hispida*) in Svalbard, in association with harbour seals (*Phoca vitulina*). *Polar Res.* 36:1, 1374124,
- Macdonald, R. W., T. Hamer, J. Fyfe, H. Loeng, et T. Weingartner. 2003. AMAP Assessment 2002: The Influence of Global Change on Contaminant Pathways to, within, and from the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP).
- Mansfield, A. W. 1958, The biology of the Atlantic walrus *Odobenus rosmarus rosmarus* (Linnaeus) in the eastern Canadian Arctic. Arctic Unit, Fisheries Research Board of Canada.
- Mansfield, A. W. 1967. Seals of arctic and eastern Canada. *Bull. Fish. Res. Board Can.* 137:1–35. [Également disponible en français : Mansfield, A. W. 1967. Phoques de l'Arctique et de l'Est du Canada. Office des recherches sur les pêcheries du Canada. Bulletin no 137, 37 p.]
- Mansfield, A. W. 1970. Population dynamics and exploitation of some Arctic seals. Pages 429–446 in M. W. Holdgate, editor. *Antarctic Ecology*. Academic Press, London, UK.
- Marcoux, M., B. C. McMeans, A. T. Fisk, et S. H. Ferguson. 2012. Composition and temporal variation in the diet of beluga whales, derived from stable isotopes. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 471:283–291.

- Marine Mammal Council. 2008. Russian Federation Government Decrees #1482-r, #1644-r, #1603-r, and #1551-r. Moscow, Russia, Marine Mammal Council.
- Martin, J. W., M. M. Smithwick, B. M. Braune, P. F. Hoekstra, D. C. G. Muir, et S. A. Mabury. 2004. Identification of long-chain perfluorinated acids in biota from the Canadian Arctic. *Environ. Sci. Tech.* 38:373–380.
- Martinez-Bakker, M. E., S. K. Sell, B. J. Swanson, B. P. Kelly, et D. A. Tallmon. 2013. Combined genetic and telemetry data reveal high rates of gene flow, migration, and long-distance dispersal potential in Arctic ringed seals (*Pusa hispida*). *PLoS ONE* 8:e77125.
- Massie, G. N., M. W. Ware, E. N. Villegas, et M. W. Black. 2010. Uptake and transmission of *Toxoplasma gondii* oocysts by migratory, filter-feeding fish. *Vet. Parasit.* 169:296–303.
- Matley, J. K., A. T. Fisk, et T. A. Dick. 2015. Foraging ecology of ringed seals (*Pusa hispida*), beluga whales (*Delphinapterus leucas*) and narwhals (*Monodon monoceros*) in the Canadian High Arctic determined by stomach content and stable isotope analysis. *Polar Res.* 34:24295.
- McClelland, G. 1980. *Phocanema decipiens*: growth, reproduction, and survival in seals. *Experim. Parasit.* 49:175–187.
- McLaren, I. A. 1958a. The biology of the ringed seal (*Phoca hispida* Schreber) in the eastern Canadian Arctic. Ottawa, Fisheries Research Board of Canada. 97 pp.
- McLaren, I. A. 1958b. The economics of seals in the eastern Canadian Arctic. Montreal, Fisheries Research Board of Canada. 94 pp.
- McLaren, I. A. 1962. Population dynamics and exploitation of seals in the eastern Canadian Arctic, Pages 168-183 in E. D. Le Cren, et M. W. Holdgate, eds. The exploitation of natural animal populations. Oxford, Blackwell Scientific Publications.
- McLaren, I. A. 1966. Analysis of an aerial census of ringed seals. *J. Fish. Res. Board Can.* 23:769–773.
- McLaren, I. A. 1990. Pinnipeds and Oil: Ecologic Perspectives. Pages 42–119 in: Geraci, J. R., et D. J. St. Aubin, Synthesis of Effects of Oil on Marine Mammals. OCS Study MMS 88-0049. Department of Interior, Minerals Management Service, Atlantic OCS Region.
- McMeans, B. C., J. Svavarsson, S. Dennard, et A. T. Fisk. 2010. Diet and resource use among Greenland sharks (*Somniosus microcephalus*) and teleosts sampled in Icelandic waters, using $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, and mercury. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 67:1428–1438.
- Measures, L. N., J.-F. Gosselin, et E. Bergeron. 1997. Heartworm, *Acanthocheilonema spirocauda* (Leidy, 1858), infections in Canadian phocid seals. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54:842–846.
- Measures, L. N., J. P. Dubey, P. Labelle, et D. Martineau. 2004. Seroprevalence of *Toxoplasma gondii* in Canadian pinnipeds. *J. Wildl. Dis.* 40: 294-300.

- Meier, W. N., G. K. Hovelsrud, B. E. H. Oort, J. R. Key, K. M. Kovacs, C. Michel, C. Haas *et al.* 2014. Arctic sea ice in transformation: A review of recent observed changes and impacts on biology and human activity. *Rev. Geophys.* 52:185–217.
- Melnikov, V. V., I. A. Zagrebin, G. M. Zelensky, et L. I. Ainana. 2007. Killer whales (*Orcinus orca*) in waters adjacent to the Chukotka Peninsula, Russia. *J. Cet. Res. Manage.* 9:53–63.
- Merkel, F., D. Boertmann, A. Mosbech, et F. Ugarte (eds). 2012. The Davis Strait. A preliminary strategic environmental impact assessment of hydrocarbon activities in the eastern Davis Strait. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 280 pp. [Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 15.].
- Mikaelian, I., D. Leclair, et J. Inukpuk. 2001. Adenocarcinoma of the small intestine in a ringed seal from Hudson Bay. *J. Wildl. Dis.* 37:379–382.
- Miller, G. W., R. A. Davis, et K. J. Finley. 1982. Ringed seals in the Baffin Bay region: habitat use, population dynamics and harvest levels, Pages 94, Report Arctic Pilot Project. Toronto, Canada, LGL Limited.
- Miller, M. A., W. A. Miller, P. A. Conrad, E. R. James, A. C. Mell, C. M. Leutenegger, H. A. Dabritz, A. E. Packham, D. Paradies, M. Harris, J. Ames, D. A. Jessup, K. Worcester, M. E. Grigg. 2008. Type X *Toxoplasma gondii* in a wild mussel and terrestrial carnivores from coastal California: new linkages between terrestrial mammals, runoff and toxoplasmosis of sea otters. *Int. J. Parasit.* 38(11): 1319–1328.
- Miller, M. A., B. A. Byrne, S. S. Jang, E. M. Dodd, E. Dorfmeier, M. D. Harris, J. Ames, D. Paradies, K. Worcester, D. A. Jessup, et W. A. Miller. 2010. Enteric bacterial pathogen detection in southern sea otters (*Enhydra lutris nereis*) is associated with coastal urbanization and freshwater runoff. *Vet. Res.* 41(1): 01.
- Mineev, V. N. 1981. Protection and regulation of the harvest of marine mammals in the Bering and Chukchi seas. Pages 101-102 *in* L. A. Popov, editor. Scientific investigations of the Marine Mammals of the North Pacific Ocean in 1980/81. VNIRO, Moscow, Russia (traduit du russe, 3 p.).
- Mineev, V. N. 1984. Protection and regulation of the harvest of marine mammals in the Bering and Chukchi seas. Pages 76-78 *in* L. A. Popov, editor. Scientific Investigations of the Marine Mammals of the North Pacific Ocean in 1982/83. VNIRO, Moscow, Russia. (traduit du russe par S. Pearson, 6 p.).
- Miyazaki, N. 2002. Ringed, Caspian, and Baikal seals *Pusa hispida*, *P. caspica*, and *P. sibirica*. *In*: W. F. Perrin; B. Wursig; J. G. M. Thewissen (ed.), *Encyclopedia of Marine Mammals*, pp. 1033–1037. Academic Press.
- Mosbech, A., D. Boertmann, et M. Jespersen. 2007: Strategic Environmental Impact Assessment of hydrocarbon activities in the Disko West area. National Environmental Research Institute, University of Aarhus. 188 pp. [NERI technical report no. 618;]

- Moulton, V. D., W. J. Richardson, R. E. Elliott, T. L. McDonald, C. Nations, et M. T. Williams. 2005. Effects of an offshore oil development on local abundance and distribution of ringed seals (*Phoca hispida*) of the Alaskan Beaufort Sea. *Mar. Mam. Sci.* 21:217–242.
- Muir, D. C. G., B. Braune, B. G. E. De March, R. Norstrom, R. Wagemann, L. Lockhart, B. T. Hargrave *et al.* 1999. Spatial and temporal trends and effects of contaminants in the Canadian Arctic marine ecosystem: a review. *Sci. Total Environ.* 230:83–144.
- Muir, D. C. G., R. J. Norstrom, and M. Simon. 1988. Organochlorine contaminants in Arctic marine food chains: accumulation of specific polychlorinated biphenyls and chlordane-related compounds. *Environ. Sci. Tchn.* 22:1071–1079.
- Muir, D. C. G., R. Wagemann, B. T. Hargrave, D. J. Thomas, D. B. Peakall, et R. J. Norstrom. 1992. Arctic marine ecosystem contamination. *Sci. Total Environ.* 122:75–134.
- Muto, M. M., V. T. Helker, R. P. Angliss, B. A. Allen, P. L. Boveng, J. M. Breiwick, M. F. Cameron, P. J. Clapham, S. P. Dahle, M. E. Dahlheim, B. S. Fadely, M. C. Ferguson, L. W. Fritz, R. C. Hobbs, Y. V. Ivashchenko, A. S. Kennedy, J. M. London, S. A. Mizroch, R. R. Ream, E. L. Richmond, K. E. W. Shelden, R. G. Towell, P. R. Wade, J. M. Waite, et A. N. Zerbini. 2017. Alaska marine mammal stock assessments, 2016. U.S. Dep. Commer., NOAA Tech. Memo. NMFS-AFSC-355, 366 p. doi:10.7289/V5/TM-AFSC-355.
- Nguyen, L., N. W. Pilfold, A. E. Derocher, I. Stirling, A. M. Bohart, et E. Richardson. 2017. Ringed seal (*Pusa hispida*) tooth annuli as an index of reproduction in the Beaufort Sea. *Ecol. Indicat.* 77:286–292.
- Nielsen, O., K. Nielsen, et R. E. A. Stewart. 1996. Serologic evidence of *Brucella* spp. exposure in Atlantic walrus (*Odobenus rosmarus rosmarus*) and ringed seals (*Phoca hispida*) of Arctic Canada. *Arctic* 49:383–386.
- NIRB (Nunavut Impact Review Board). 2012. NIRB Project Certificate [No.: 005]. NIRB File No. 08MN053, December 28, 2012. Nunavut Impact Review Board, Cambridge Bay, NU.
- NIRB (Nunavut Impact Review Board). 2014. NIRB Project Certificate [No.: 005, Amendment 1] (Amendment of Project Certificate to reflect modifications to the Project associated with the Early Revenue Phase), May 28, 2014, Nunavut Impact Review Board, Cambridge Bay, NU.
- NIRB (Nunavut Impact Review Board). 2015. Comment Request on the Applicability of the previously issued Guidelines for the Mary River Project to Baffinland's Phase 2 Development project proposal. Nunavut Impact Review Board File No. 08MN053. Cambridge Bay, NU.
- NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration). 2012. NOAA lists ringed and bearded ice seal populations under the Endangered Species Act: Loss of ice and snow cover are most significant conservation concerns. 21 December 2012.

- Nyakatura, K., et O. R. P. Bininda-Emonds. 2012. Updating the evolutionary history of Carnivora (Mammalia): a new species-level supertree complete with divergence time estimates. *BMC Biol.* 10:12.
- Nyman, T., M. Valtonen, J. Aspi, M. Ruokonen, M. Kunnasranta, et J. U. Palo. 2014. Demographic histories and genetic diversities of Fennoscandian marine and landlocked ringed seal subspecies. *Ecol. Evol.* 4:3420–3434.
- Nymo, I.H., R. Rodven, K. Beckmen, A. K. Larsen, M. Tryland, L. Quakenbush, et J. Godfroid. Brucella Antibodies in Alaskan True Seals and Eared Seals—Two Different Stories. *Front. Vet. Sci.* 5:8.
- Olson, M. E., P. D. Roach, M. Stabler, et W. Chan. 1997. Giardiasis in ringed seals from the western Arctic. *J. Wildl. Dis.* 33(3): 646–648.
- Onderka, D. K. 1989. Prevalence and pathology of nematode infections in the lungs of ringed seals (*Phoca hispida*) of the western arctic of Canada. *J. Wildl. Dis.* 25:218–224.
- Øritsland, N. A., et K. Ronald. 1973. Effects of solar radiation and windchill on skin temperature of the harp seal, *Pagophilus groenlandicus* (Erxleben, 1777). *Comp. Biochem. Physiol. Part A: Physiol.* 44:519–525.
- Øritsland, N. A., et K. Ronald. 1978. Aspects of temperature regulation in harp seal pups evaluated by in vivo experiments and computer simulations. *Acta Physiol.* 103:263–269.
- Orr, J. C., V. J. Fabry, O. Aumont, L. Bopp, S. C. Doney, R. A. Feely, A. Gnanadesikan *et al.* 2005. Anthropogenic ocean acidification over the twenty-first century and its impact on calcifying organisms. *Nature* 437:681–686.
- Osterhaus, A. D. M. E., J. Groen, P. Vries, F. G. M. C. UytdeHaag, B. Klingeborn, et R. Zarnke. 1988. Canine distemper virus in seals. *Nature* 335:403–404.
- Outridge, P. M., K. A. Hobson, et J. M. Savelle. 2009. Long-term changes of mercury levels in ringed seal (*Phoca hispida*) from Amundsen Gulf, and beluga (*Delphinapterus leucas*) from the Beaufort Sea, western Canadian Arctic. *Sci. Total Environ.* 407:6044–6051.
- Overland, J. E., et M. Wang. 2013. When will the summer Arctic be nearly sea ice free? *Geophys. Res. Lett.* 40:2097–2101.
- Palo, J., H. S. Mäkinen, E. Helle, S. O., et R. Väinölä. 2001. Microsatellite variation in ringed seals (*Phoca hispida*): genetic structure and history of the Baltic Sea population. *Hered.* 86:609–617.
- Pamperin, N. J., E. H. Follmann, et B. T. Person. 2008. Sea-ice use by Arctic foxes in northern Alaska. *Polar Biol.* 31:1421.
- Parkinson, C. L. 2014. Spatially mapped reductions in the length of the Arctic sea ice season. *Geophysical Research Letters* 41:4316–4322.

- Parkinson, C. L., et D. J. Cavalieri. 2002. A 21 year record of Arctic sea-ice extents and their regional, seasonal and monthly variability and trends. *Annals Glaciol* 34:441–446.
- Paterson, W., C. E. Sparling, D. Thompson, P. P. Pomeroy, J. I. Currie, et D. J. McCafferty. 2012. Seals like it hot: Changes in surface temperature of harbour seals (*Phoca vitulina*) from late pregnancy to moult. *J Thermal Biol.* 37:454–461.
- Pelly, D. F. 2001. *Sacred Hunt: A Portrait of the Relationship between Seals and Inuit.* University of Washington Press, Seattle, WA.
- Petersen, S. D. 2008. Spatial genetic patterns of Arctic mammals: Peary caribou (*Rangifer tarandus pearyi*), polar bear (*Ursus maritimus*), and ringed seal (*Pusa [=Phoca] hispida*). Thèse de doctorat, Trent University, Peterborough, Ontario.
- Petersen, S. D., M. Hainstock, et P. J. Wilson. 2010. Population genetics of Hudson Bay marine mammals: current knowledge and future risks, Pages 237–265 in S. H. Ferguson, L. Lisetto, et M. Mallory, eds. *A little less Arctic: changes to top predators in the world's largest nordic inland sea, Hudson Bay,* Springer.
- Pianka, E. R. 1988, *Evolutionary ecology.* New York, Harper and Row.
- Pilfold, N. W., A. E. Derocher, I. Stirling, et E. Richardson. 2014. Polar bear predatory behaviour reveals seascape distribution of ringed seal lairs. *Pop. Ecol.* 56:129–138.
- Piugattuk, N. 1990. Interview IE-136. Igloodik, Nunavut, Archives of the Inullariit Society, Igloodik Research Centre.
- Pörtner, H. O. 2008. Ecosystem effects of ocean acidification in times of ocean warming: a physiologist's view. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 373:203–217.
- Pörtner, H. O., M. Langenbuch, et A. Reipschläger. 2004. Biological impact of elevated ocean CO₂ concentrations: lessons from animal physiology and earth history. *J. Oceanog.* 60:705–718.
- Popov, L. A. 1982. Status of the main ice-living seals inhabiting inland waters and coastal marine areas of the USSR. Pages 361-381 in *FAO Fisheries Series No. 5. Mammals in the Seas. Volume IV - Small Cetaceans, Seals, Sirenians and Otters.* Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.
- Post, E., M. C. Forchhammer, M. S. Bret-Harte, T. V. Callaghan, T. R. Christensen, B. Elberling, A. D. Fox *et al.* 2009. Ecological Dynamics Across the Arctic Associated with Recent Climate Change. *Science* 325:1355–1358.
- Priest, H., et P. J. Usher. 2004. Nunavut wildlife harvest study. Iqaluit, Nunavut Wildlife Management Board. 816 pp.
- Pritchard J. K., M. Stephens, et P. Donnelly. 2000. Inference of population structure using multilocus genotype data. *Genetics.* 155:945–959
- QIA (Qikiqtani Inuit Association). 2012. Qikiqtani Inuit Association's final written submission for Baffinland Iron Mines Corporation, Mary River Project, Final Environmental Impact Statement. Submitted May 30th, 2012 to the Nunavut Impact Review Board (NIRB), Cambridge Bay, NU. 40 pp + appendices.

- QIA (Qikiqtani Inuit Association). 2013. Qikiqtani Inuit Association's Technical Review Submission for Baffinland Iron Mines Corporation, Mary River Project, Addendum to the Final Environmental Impact Statement. Submitted October 18, 2013 to the Nunavut Impact Review Board (NIRB), Cambridge Bay, NU. 176 pp.
- QIA (Qikiqtani Inuit Association). 2014. Qikiqtani Inuit Association's final written submission for Baffinland Iron Mines Corporation, Mary River Project, Addendum to the Final Environmental Impact Statement. Submitted January 13, 2014 to the Nunavut Impact Review Board (NIRB), Cambridge Bay, NU. 110 pp.
- Quakenbush, L. T. 2007. Polybrominated diphenyl ether compounds in ringed, bearded, spotted, and ribbon seals from the Alaskan Bering Sea. *Mar. Poll. Bull.* 54:226–246.
- Quakenbush, L. T., et J. J. Citta. 2008. Perfluorinated contaminants in ringed, bearded, spotted, and ribbon seals from the Alaskan Bering and Chukchi Seas. *Mar. Poll. Bull.* 56:1802–1814.
- Quakenbush L. 2015. Ice Seal Monitoring in the Bering-Chukchi Sea Region. Unpublished Report to National Marine Fisheries Service for #NA11NMF4390200.
- Ramsay, M. A., et I. Stirling. 1988. Reproductive biology and ecology of female polar bears (*Ursus maritimus*). *J. Zool. (Lond.)* 214:601-634.
- Raven, J., K. Caldeira, H. Elderfield, O. Hoegh-Guldberg, P. Liss, U. Riebesell, J. Shepherd *et al.* 2005. Ocean acidification due to increasing atmospheric carbon dioxide. The Royal Society Policy document 12/05.
- Red Data Book. 2001. Red data book of the Russian Federation. Moscow: Astrel Publishers.
- Reeves, R. R. 1998. Distribution, abundance and biology of the ringed seal (*Phoca hispida*) in the Arctic, Pages 9–45 in M. P. Heide-Jørgensen, et C. Lydersen, eds. Ringed seals (*Phoca hispida*) in the North Atlantic, North Atlantic Marine Mammal Commission (NAMMCO)
- Reeves, R. R., G. W. Wenzel, et M. C. S. Kingsley. 1998. Catch history of ringed seals (*Phoca hispida*) in Canada, Pages 100–129 in M. P. Heide-Jørgensen, et C. Lydersen, eds., Ringed seals in the North Atlantic. Tromso, Norway, NAMMCO Scientific Publications.
- Reidman, M. 1990. The Pinnipeds: Seals, Sea Lions, and Walruses. University of California Press, Berkeley, CA.
- Reimer, J.R., H. Caswell, A.e. Derocher et M.A. Lewis (2019). Ringed seal demography in a changing climate. *Ecological Applications*, 29(3), e01855, 1–16.
- Riewe, R.R. 1977. The utilization of wildlife in the Jones Sound region by the Grise Fiord Inuit. Pages 623–644 in: L. C. Bliss (ed.), Truelove Lowland, Devon Island, Canada: A High Arctic Ecosystem. University of Alberta Press, Edmonton AB. 714 pp.
- Rice, D. W. 1998. Marine Mammals of the World, Pages 231. Lawrence, Society of Marine Mammalogy.

- Richardson, W. J., C. R. Greene Jr, C. I. Malme, et D. H. Thomson. 1995, Marine mammals and noise. San Diego, CA, Academic Press, Inc.
- Ridoux, V., A. J. Hall, G. Steingrimsson, et G. Olafsson. 1998. An inadvertent homing experiment with a young ringed seal, *Phoca hispida*. *Mar. Mam. Sci.* 14:883–888.
- Rigét, F., et R. Dietz. 2000. Temporal trends of cadmium and mercury in Greenland marine biota. *Sci. Total Environ.* 245:49–60.
- Rigét, F., R. Dietz, K. Vorkamp, P. Johansen, et D. C. G. Muir. 2004. Levels and spatial and temporal trends of contaminants in Greenland biota: an updated review. *Sci. Total Environ.* 331:29–52.
- Rigét, F., D. Muir, M. Kwan, T. Savinova, M. Nyman, V. Woshner et T. O’Hara. 2005. Circumpolar pattern of mercury and cadmium in ringed seals. *Sci. Total Environ.* 351–352:312–322.
- Rigét, F., A. Bignert, B. Braune, M. Dam, R. Dietz, M. Evans, N. Green, H. Gunnlaugsdóttir, J. Kucklick, R.J. Letcher, D. Muir, S. Schuur, C. Sonne, G. Stern, G. Tomy, K. Vorkamp, S. Wilson. 2018. A status of temporal trends of persistent organic pollutants in Arctic biota. *Sci. Total Environ.* Accepted August 2018.
- Robertson, L. J. 2007. The potential for marine bivalve shellfish to act as transmission vehicles for outbreaks of protozoan infections in humans: a review. *Int. J. Food Microbiol.* 12:201–216.
- Rosing-Asvid, A. 2010. Seals of Greenland. Iliniusiorfik Undervisningsmiddelforlag, Nuuk, Greenland. 144 pp.
- Roth, J. D. 2002. Temporal variability in arctic fox diet as reflected in stable-carbon isotopes; the importance of sea ice. *Oecologia* 133:70–77.
- Roth, J. D. 2003. Variability in marine resources affects Arctic fox population dynamics. *J. Anim. Ecol.* 72:668–676.
- Ryg, M., T. G. Smith, et N. A. Øritsland. 1988. Thermal significance of the topographical distribution of blubber in ringed seals (*Phoca hispida*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45:985–992.
- Ryg, M., T. G. Smith, et N. A. Øritsland. 1990. Seasonal changes in body mass and body composition of ringed seals (*Phoca hispida*) on Svalbard. *Can. J. Zool.* 68:470–475.
- Ryg, M. S., Y. Solberg, C. Lydersen, et T. G. Smith. 1992. The scent of rutting male ringed seals (*Phoca hispida*). *J. Zool.* 226:681–689.
- Schusterman, R. J., D. Kastak, D. H. Levenson, C. J. Reichmuth, et B. L. Southall. 2000. Why pinnipeds don’t echolocate. *J. Acous. Soc. Am.* 107:2256–2264
- Serreze, M. C., M. M. Holland, et J. Stroeve. 2007. Perspectives on the Arctic’s shrinking sea-ice cover. *Science* 315:1533–1536.

- Shannon, K.A., et M.M.R. Freeman. 2009. Inuit Observations of Polar Bears in Salliq/Coral Harbour, Nunavut and the Management of the Conservation Hunt. In Freeman, Milton M.R. and Lee Foote (eds.). Inuit, Polar Bears and Sustainable Use: Local, National and International Perspectives. Edmonton: CCI Press, pp. 39–50.
- Siegstad, H., P. B. Neve, M. P. Heide-Jørgensen, et T. Härkönen. 1998. Diet of the ringed seal (*Phoca hispida*) in Greenland, Pages 299–241 in M. P. Heide-Jørgensen, et C. Lydersen, eds. Ringed seals (*Phoca hispida*) in the North Atlantic. North Atlantic Marine Mammal Commission (NAMMCO).
- Sills, J. M., B. L. Southall, et C. Reichmuth. 2015. Amphibious hearing in ringed seals (*Pusa hispida*): underwater audiograms, aerial audiograms and critical ratio measurements. *J. Experim. Biol.* 218:2250–2259.
- Simon, A., M. Chambellant, B. J. Ward, M. Simard, J. F. Proulx, B. Levesque, M. Bigras-Poulin, A. N. Rousseau, et N. H. Ogden. 2011. Spatio-temporal variations and age effect on *Toxoplasma gondii* seroprevalence in seals from the Canadian Arctic. *Parasit.* 138:1362–1368.
- Simpkins, M. A., L. M. Hiruki-Raring, G. Sheffield, J. M. Grebmeier, et J. L. Bengtson. 2003. Habitat selection by ice-associated pinnipeds near St. Lawrence Island, Alaska in March 2001. *Polar Biol.* 26:577–586.
- Simpkins, M. A., B. P. Kelly, et D. Wartzok. 2001. Three-dimensional diving behaviors of ringed seals (*Phoca hispida*). *Mar. Mam. Sci.* 17:909–925.
- Sipilä, T. 2016a. *Pusa hispida* ssp. *ladogensis*, Pages e.T41674A66991648, The IUCN Red List of Threatened Species 2016.
- Sipilä, T. 2016b. *Pusa hispida* ssp. *saimensis*, Pages e.T41675A66991678, The IUCN Red List of Threatened Species 2016.
- Skura, E. 2016. Nunavut seismic testing appeal could help define Canada’s duty to consult Indigenous groups: Clyde River’s case will be heard by the Supreme Court of Canada later this month. CBC News, Nov 21, 2016. <http://www.cbc.ca/news/canada/north/clyde-river-interveners-argue-duty-to-consult-1.3859487>.
- Slavik, D. 2013. Knowing Nanuut: Bankslanders Knowledge and Indicators of Polar Bear Population Health. Mémoire de maîtrise en sciences de la sociologie rurale, University of Alberta, Edmonton, AB.
- Smith, T. G. 1973. Population dynamics of the ringed seal in the Canadian Eastern Arctic. *Can. Bull. Fish. Res. Bd Can.* 181: 55 pp.
- Smith, T. G. 1975. Ringed seals in James Bay and Hudson Bay: population estimates and catch statistics. *Arctic* 28:170–182.
- Smith, T. G. 1976. Predation of ringed seal pups (*Phoca hispida*) by the arctic fox (*Alopex lagopus*). *Can. J. Zool.* 54:1610–1616.
- Smith, T. G. 1979. How Inuit trapper-hunters make ends meet. *Can. Geog.* 99(3): 56–61.

- Smith, T. G. 1980. Polar bear predation of ringed and bearded seals in the land-fast sea ice habitat. *Can. J. Zool.* 58:2201–2209.
- Smith, T. G. 1987. The ringed seal, *Phoca hispida*, of the Canadian Western Arctic. *Can. Bull. Fish. Aquat. Sci.* 216: 81 p.
- Smith, T. G., et J. R. Geraci. 1975. The effect of contact and ingestion of crude oil on ringed seals of the Beaufort Sea. *Tech. Rep. Beaufort Sea Proj.*
- Smith, T. G., et M. O. Hammill. 1981. Ecology of the ringed seal, *Phoca hispida*, in its fast ice breeding habitat. *C. J. Zool.* 59:966–981.
- Smith, T. G., M. O. Hammill, D. W. Doidge, T. Cartier, and G. A. Selno. 1979. Marine mammal studies in southeastern Baffin Island. Calgary, Alberta, Final report to the Eastern Arctic Marine Environmental Studies (EAMES) project.
- Smith, T. G., M. O. Hammill, et G. Taugbøl. 1991. A review of the developmental, behavioural and physiological adaptations of the ringed seal, *Phoca hispida*, to life in the Arctic winter. *Arctic* 44:124–131.
- Smith, T. G., et C. Lydersen. 1991. Availability of suitable land-fast ice and predation as factors limiting ringed seal populations, *Phoca hispida*, in Svalbard. *Polar Res.* 10:585–594.
- Smith, T. G., et I. Stirling. 1975. The breeding habitat of the ringed seal (*Phoca hispida*). The birth lair and associated structures. *Can. J. Zool.* 53:1297–1305.
- Smith, T. G., et I. Stirling. 1978. Variation in the density of ringed seal (*Phoca hispida*) birth lairs in the Amundsen Gulf, Northwest Territories. *Can. J. Zool.* 56:1066–1070.
- Smith, T. G., et D. Taylor. 1977. Notes on marine mammal, fox and polar bear harvests in the Northwest Territories 1940 to 1972, Pages 37 pp., Fisheries and Marine Service Technical Report 694, Arctic Biological Station, Fisheries and Marine Service, Department of Fisheries and the Environment.
- Sołtysiak, Z., M. Simard, et J. Rokicki. 2013. Pathological changes of stomach in ringed seal (*Pusa hispida*) from Arviat (North Canada) caused by anisakid nematodes. *Polish J. Vet. Sci.* 16(1): 63–67.
- Soper, J. D. 1944. The mammals of southern Baffin Island, Northwest Territories, Canada. *J. Mamm.* 25:221–254.
- Southall, B. L., A. E. Bowles, W. T. Ellison, J. J. Finneran, R. L. Gentry, C. R. Greene, D. Kastak *et al.* 2007. Marine mammal noise exposure criteria: initial scientific recommendations. *Aquat. Mam.* 33:411–521.
- Stephenson, S.A. 2004. Harvest studies in the Inuvialuit Settlement Region, Northwest Territories, Canada: 1999 and 2001–2003. *Can. Manusc. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2700. vi + 34 p.
- Stern, H. L., et K. L. Laidre. 2016. Sea-ice indicators of polar bear habitat. *The Cryosphere* 10:2027.

- Stewart, D. B., et K. L. Howland. 2009. An ecological and oceanographical assessment of the alternate ballast water exchange zone in the Hudson Strait region. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/008. vii + 89 p.
- Stewart, E. J., S. E. L. Howell, D. Draper, J. Yackel, et A. Tivy. 2007. Sea ice in Canada's Arctic: Implications for cruise tourism. *Arctic* 60:370–380.
- Stewart, R. E. A., P. Richard, M. C. S. Kingsley, et J.J. Houston. 1986. Seals and sealing in Canada's northern and Arctic regions. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1463. 31 pp.
- Stewart, E. J., A. Tivy, S. E. L. Howell, J. Dawson, et D. Draper. 2010. Cruise tourism and sea ice in Canada's Hudson Bay region. *Arctic* 63:57–66.
- Stirling, I. 1973. Vocalization in the ringed seal (*Phoca hispida*). *J. Fish. Res. Bd. Can.* 30:1592–1594.
- Stirling, I. 1974. Midsummer observations on the behavior of wild polar bears (*Ursus maritimus*). *Can. J. Zool.* 52:1191–1198.
- Stirling, I. 1977. Adaptations of Weddell and ringed seals to exploit the polar fast ice habitat in the absence or presence of surface predators. Pages 26–30 *in*: G. A. Llano (ed.), *Adaptations within Antarctic Ecosystems: Proceedings of the Third SCAR (Scientific Committee on Antarctic Research) Symposium on Antarctic Biology*.
- Stirling, I. 2002. Polar bears and seals in the eastern Beaufort Sea and Amundsen Gulf: a synthesis of population trends and ecological relationships over three decades. *Arctic* 55:59–76.
- Stirling, I., et W. R. Archibald. 1977. Aspects of predation of seals by polar bears. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 34:1126–1129.
- Stirling, I., W. R. Archibald, et D. DeMaster. 1977. Distribution and abundance of seals in the eastern Beaufort Sea. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 34:976–988.
- Stirling, I., D. Andriashek, P. Latour, et W. Calvert. 1975. The distribution and abundance of polar bears in the eastern Beaufort Sea. Final Report to the Beaufort Sea Project. Victoria, B.C.: Fisheries and Marine Service, Department of Environment. 59 p.
- Stirling, I. et W. Calvert. 1979. Ringed Seal. Pp. 66–69 *in*: *Mammals in the Seas, Vol. II pinniped species summaries and report on sirenians*. FAO Fisheries Series No. 5 Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Stirling, I., W. Calvert, et H. Cleator. 1983. Underwater vocalizations as a tool for studying the distribution and relative abundance of wintering pinnipeds in the High Arctic. *Arctic* 36:262–274.
- Stirling, I., H. Cleator, et T. G. Smith. 1981. Marine mammals, Pages 45–58 *in* I. Stirling, et H. Cleator, eds., *Polynyas in the Canadian Arctic*. Ottawa (Canadian Wildlife Service, Occasional paper, 45)

- Stirling, I., et A. E. Derocher. 1993. Possible impacts of climatic warming on polar bears. *Arctic* 46:240–245.
- Stirling, I., M. Kingsley, et W. Calvert. 1982. The distribution and abundance of seals in the eastern Beaufort Sea, 1974–79, Environment Canada, Canadian Wildlife Service.
- Stirling, I., et P. B. Latour. 1978. Comparative hunting abilities of polar bear cubs of different ages. *Can. J. Zool.* 56:1768–1772.
- Stirling, I., et E. H. McEwan. 1975. The caloric value of whole ringed seals (*Phoca hispida*) in relation to polar bear (*Ursus maritimus*) ecology and hunting behavior. *Can. J. Zool.* 53:1021–1027.
- Stirling, I., et N. A. Øritsland. 1995. Relationships between estimates of ringed seal (*Phoca hispida*) and polar bear (*Ursus maritimus*) populations in the Canadian Arctic. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52:2594–2612.
- Stirling, I., et J. A. Thomas. 2003. Relationships between underwater vocalizations and mating systems in phocid seals. *Aquat. Mamm.* 29.2:227–246.
- Stroeve, J. C., M. C. Serreze, M. M. Holland, J. E. Kay, J. Malanik, et A. P. Barrett. 2012. The Arctic's rapidly shrinking sea ice cover: a research synthesis. *Clim. Change* 110:1005–1027.
- Sundqvist, L., T. Harkonen, C. J. Svensson, et K. C. Harding. 2012. Linking climate trends to population dynamics in the Baltic ringed seal: Impacts of historical and future winter temperatures. *Ambio* 41:865–872.
- Swenson, J.E., A. Bjørge, K. Kovacs, P.O. Syvertsen, A. Wiig, et A. Zedrosser. 2010. Mammalia, pp. 431–439. In J.A. Kålås, Å. Viken, S. Henriksen, and S. Skjelseth (eds.). The 2010 Norwegian Red List for Species. Norwegian Biodiversity Information Centre, Trondheim, Norway.
- Taugbøl, G. 1984. Ringed seal thermoregulation, energy balance and development in early life, a study on *Pusa hispida* in Kongsfjorden, Svalbard, Thèse, Zoofysiologisk Institutt, University of Oslo, Norway (*Can. Transl. Fish. Aquat. Sci.* 5090).
- Teilmann, J., E. W. Born, et M. Acquarone. 1999. Behaviour of ringed seals tagged with satellite transmitters in the North Water polynya during fast-ice formation. *Can. J. Zool.* 77:1934–1946.
- Teilmann, J., et F. O. Kapel. 1998. Exploitation of ringed seals (*Phoca hispida*) in Greenland, Pages 130–151 in M. P. Heide-Jørgensen, et C. Lydersen, eds., Ringed seals in the North Atlantic. Tomso, Norway, NAMMCO Scientific Publication.
- Tenter, A. M., A. R. Heckerroth, et L. M. Weiss. 2000. *Toxoplasma gondii*: from animals to humans. *Int. J. Parasit.* 30:1217–1258.
- Thewissen, J. G. M. et S. Nummela. 2008. Sensory Evolution on the Threshold: Adaptations in Secondarily Aquatic Vertebrates. University of California Press, San Diego.

- Thiemann, G. W., A. E. Derocher, et I. Stirling. 2008. Polar bear *Ursus maritimus* conservation in Canada: an ecological basis for identifying designatable units. *Oryx* 42:504–515.
- Tikhomirov, E. A. 1968. Body growth and development of reproductive organs of the North Pacific phocids, Pages 213–241 in V. A. Arsen'ev, et K. I. Panin, eds., *Pinnipeds of the North Pacific*. Moscow, Russia, Pischevaya Promyshlennost (Food Industry).
- Tryland, M., L. Kleivane, A. Alfredsson, M. Kjeld, A. Arnason, S. Stuen, et J. Godfroid. 1999. Evidence of *Brucella* infection in marine mammals in the North Atlantic Ocean. *Vet. Rec.* 144:588–592.
- Tynan, C. T., et D. P. DeMaster. 1997. Observations and predictions for Arctic climate change: potential effects on marine mammals. *Arctic* 50:308–322.
- USGS (United States Geological Survey) 2008. Circum-Arctic resource appraisal: estimates of undiscovered oil and gas north of the Arctic Circle, Fact sheet 2008-3049. Menlo Park, CA., U.S. Geological Survey.
- Vibe, C. 1950. The marine mammals and the marine fauna in the Thule district (northwest Greenland) with observations on ice conditions in 1939–41. Trichinosis in arctic mammals. *Medd. om Gronland.* 150:93–97.
- Vincent-Chambellant, M. 2010. Ecology of ringed seals (*Phoca hispida*) in western Hudson Bay, Canada, University of Manitoba, Winnipeg, MB.
- Voorhees, H., R Sparks, H.P. Huntington, et K.D. Rode. 2014. Traditional knowledge about Polar Bears (*Ursus maritimus*) in northwestern Alaska. *Arctic* 67(4):523–536.
- Wagemann, R., S. Innes, et P. R. Richard. 1996. Overview and regional and temporal differences of heavy metals in Arctic whales and ringed seals in the Canadian Arctic. *Sci. Total Environ.* 186:41–66.
- Wagemann, R., et D. C. G. Muir. 1984. Concentrations of heavy metals and organochlorines in marine mammals of northern waters: overview and evaluation. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci* 1279. 103 pp.
- Walsh, J. E. 2008. Climate of the Arctic marine environment. *Ecol. Appl.* 18:S3-S22.
- Waring, G. T., R. M. Pace, J. M. Quintal, C. P. Fairfield, et K. Maze-Foley. 2004. US Atlantic and Gulf of Mexico marine mammal stock assessments–2003. NOAA Tech. Memo. NMFS-NE 182:287.
- Wartzok, D., S. Sayegh, H. Stone, J. Barchak, et W. Barnes. 1992. Acoustic tracking system for monitoring under-ice movements of polar seals. *J. Acous. Soc. Am.* 92:682–687.
- Wathne, J. A., T. Haug, et C. Lydersen. 2000. Prey preference and niche overlap of ringed seals *Phoca hispida* and harp seals *P. groenlandica* in the Barents Sea. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 194:233–239.
- Wenzel, G. 1987. “I Was Once Independent”: The southern seal protest and Inuit. *Anthropologica* 29:195-210.

- Weslawski, J. M. 1994. Diet of ringed seals (*Phoca hispida*) in a fjord of West Svalbard. *Arctic* 47:109.
- Wiig, Ø., A. E. Derocher, et S. E. Belikov. 1999. Ringed seal (*Phoca hispida*) breeding in the drifting pack ice of the Barents Sea. *Mar. Mam. Sci.* 15:595–598.
- Williams, M. T., C. S. Nations, T. G. Smith, V. D. Moulton, et C. J. Perham. 2006. Ringed seal (*Phoca hispida*) use of subnivean structures in the Alaskan Beaufort Sea during development of an oil production facility. *Aquatic Mamm.* 32(3): 311–324.
- Williamson, T. 1997. From Sina to Sikujaluk: Our Footprint. Mapping Inuit Environmental Knowledge in the Nain District of Northern Labrador. Prepared for the Labrador Inuit Association, Nain, NL. v + 92 pp and pull-out maps.
- Wolkers, H., B. Van Bavel, A. E. Derocher, Ø. Wiig, K. M. Kovacs, C. Lydersen, et G. Lindström. 2004. Congener-specific accumulation and food chain transfer of polybrominated diphenyl ethers in two Arctic food chains. *Enviro. Sci. Tech.* 38:1667–1674.
- York, J, Dale, A, Mitchell, J, Nash, T, Snook, J, Felt, L, Dowsley, M et Taylor, M. 2015. Labrador polar bear traditional ecological knowledge final report. Torngat Wildlife Plants and Fisheries Secretariat Series 2015/03:iv + 118 p.
- Young, B. G., L. L. Loseto, et S. H. Ferguson. 2010. Diet differences among age classes of Arctic seals: evidence from stable isotope and mercury biomarkers. *Polar Biol.* 33:153–162.
- Young, B. G., et S. H. Ferguson. 2013a. Seasons of the ringed seal: pelagic open-water hyperphagy, benthic feeding over winter and spring fasting during molt. *Wildl. Res.* 40:52–60.
- Young, B. G., et S. H. Ferguson. 2013b Using stable isotopes to understand changes in ringed seal foraging ecology as a response to a warming environment. *Mar. Mam. Sci.* 30:706–725.
- Young, B. G., S. H. Ferguson, et N. J. Lunn. 2015. Variation in Ringed Seal Density and Abundance in Western Hudson Bay Estimated from Aerial Surveys, 1995 to 2013. *Arctic* 3:301–309.
- Yurkowski, D. J., M. Chambellant, et S. H. Ferguson. 2011. Bacular and testicular growth and allometry in the ringed seal (*Pusa hispida*): evidence of polygyny? *J. Mamm.* 92:803–810.
- Yurkowski, D. J., S. Ferguson, E. S. Choy, L. L. Loseto, T. M. Brown, D. C. Muir, C. A. Semeniuk *et al.* 2016b. Latitudinal variation in ecological opportunity and intraspecific competition indicates differences in niche variability and diet specialization of Arctic marine predators. *Ecol. Evol.* 6:1666–1678.
- Yurkowski, D. J., S. H. Ferguson, C. A. Semeniuk, T. M. Brown, D. C. Muir, et A. T. Fisk. 2016c. Spatial and temporal variation of an ice-adapted predator's feeding ecology in a changing Arctic marine ecosystem. *Oecologia* 180(3):631–644.

Yurkowski, D. J., C. A. Semeniuk, L. A. Harwood, A. Rosing-Asvid, R. Dietz, T. M. Brown, S. Clackett *et al.* 2016a. Influence of sea ice phenology on the movement ecology of ringed seals across their latitudinal range. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 562:237–250.

Zhu, J., R. J. Norstrom, D. C. G. Muir, L. A. Ferron, J.-P. Weber, et E. Dewailly. 1995. Persistent chlorinated cyclodiene compounds in ringed seal, polar bear, and human plasma from Northern Québec, Canada: identification and concentrations of photoheptachlor. *Environ. Sci. Tech.* 29:267–271.

SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DES RÉDACTEURS DU RAPPORT

Jeff W. Higdon est biologiste-conseil et travaille à Winnipeg, au Manitoba. Il a obtenu un doctorat de l'Université du Manitoba, où il a mené des recherches sur la biogéographie des pinnipèdes du monde entier et sur l'influence des adaptations évolutives à la glace de mer sur les tendances de répartition des espèces polaires. Depuis 2005, il mène de vastes recherches de terrain sur les mammifères marins de l'Arctique. Il travaille également à d'autres projets de recherche portant notamment sur la collecte et l'interprétation de connaissances traditionnelles autochtones, l'historique de la chasse aux mammifères marins, l'analyse spatiale des déplacements d'animaux et de la sélection de l'habitat, et l'évaluation des effets environnementaux potentiels sur le biote marin découlant des projets de développement proposés et de la navigation dans l'Arctique. Les activités liées à ses recherches actuelles comprennent l'élaboration de programmes de suivi dans l'Arctique, des évaluations des risques, l'examen de projets de développement industriel et la rédaction de mises à jour de la situation d'espèces sauvages. M. Higdon a travaillé pour des organismes gouvernementaux et inuits et des organisations de conservation. Il a aussi rédigé plus de 40 articles scientifiques, chapitres de livre et rapports techniques évalués par des pairs.

Stephen D. Petersen (M.Sc., Ph. D., Assiniboine Park Zoo, Winnipeg [Manitoba]). Stephen est chef de la conservation et des recherches à l'Assiniboine Park Zoo. Le service de la conservation et de la recherche exécute les programmes actifs de terrain et propres au zoo élaborés par les laboratoires et les bureaux du Leatherdale International Polar Bear Conservation Centre (LIPBCC). Les projets de recherche récents du LIPBCC mettent l'accent sur l'écologie et la génétique des mammifères arctiques (ours blanc, phoques) ainsi que sur la mobilisation de citoyens scientifiques pour aider à suivre des espèces de l'Arctique comme le béluga. M. Petersen est titulaire d'un doctorat de l'Université Trent, en Ontario, d'une maîtrise ès sciences de l'Université Acadia, en Nouvelle-Écosse, ainsi que d'un baccalauréat ès sciences de l'Université de l'Alberta, en Alberta. Professeur auxiliaire à l'Université de Winnipeg et à l'Université du Manitoba, il a déjà été président de la section manitobaine de la Wildlife Society. Il siège au Sous-comité de spécialistes des mammifères terrestres du COSEPAC (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada).

Meagan Hainstock (M. Sc., Polar Bears International, Winnipeg [Manitoba]). M^{me} Hainstock est directrice principale pour le Canada chez Polar Bears International. Elle a contribué à divers projets de recherche liés aux mammifères marins du Canada et

d'autres pays, notamment des études sur le phoque annelé et le béluga au Canada, et elle se spécialise dans les communications scientifiques pour différents publics.

COLLECTIONS EXAMINÉES

Aucune collection n'a été examinée.

Annexe 1. Évaluation des menaces pesant sur le phoque annelé (*Pusa hispida*) du COSEPAC

Nom scientifique de l'espèce ou de l'écosystème	Phoque annelé (<i>Pusa hispida</i>)		
Identification de l'élément		Code de l'élément	
Date (faire Ctrl + ";" pour la date du jour) :	27/06/2018		
Évaluateur(s) :	Version provisoire terminée par les rédacteurs du rapport (27 juin 2018), téléconférence le 3 août 2018 : Jeff Higdon, Stephen Petersen, David Lee, Hal Whitehead, Dwayne Lepitzki, Karen Timm, Tom Jung, Kyle Ritchie, Mark Basterfield, Mike Hammill, Marie-Auger Methe, Jim Goudie, Aqquale Rosing-Asvid, Dave Yurkowski, Chanda Turner, Emily Way Nee, Paul Irngaut, Bert Dean, Colin Webb, Michael Ferguson, Christine Abraham, Kate Davis		
Références :	Ébauche de calculateur et rapport de situation du COSEPAC (rapport intermédiaire de 6 mois)		
Guide pour le calcul de l'impact global des menaces :	Comptes des menaces de niveau 1 selon l'intensité de leur impact		
	Impact des menaces		Maximum de la plage d'intensité
		Minimum de la plage d'intensité	
	A	Très élevé	0
	B	Élevé	1
	C	Moyen	0
	D	Faible	0
	Impact global des menaces calculé :		Élevé
	Valeur de l'impact global attribuée :		BD = Élevé-faible
	Ajustement de la valeur de l'impact – justification :		
	Impact global des menaces – commentaires : Durée de génération = 13 ans (3 générations = 39 ans); superficie estimée de la zone d'occurrence = 4 403 651 km ²		

Menace	Impact (calculé)	Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
1 Développement résidentiel et commercial					
1.1 Zones résidentielles et urbaines					
1.2 Zones commerciales et industrielles					Possibilité d'aménagement d'une base militaire dans les eaux nordiques (p. ex. baie Resolute). Développement portuaire à certains sites en cours (port en eaux profondes, port pour petits bateaux à Iqaluit, port pour petits bateaux à Pond Inlet).

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
1.3	Zones touristiques et récréatives						Sites touristiques et récréatifs dont l'empreinte est substantielle – il n'y a aucune zone d'envergure sur la glace de mer ou l'eau dont l'empreinte est substantielle. Trafic accru de navires de croisière et d'aéronefs privés en Arctique (voir Transport et Activités récréatives). Pond Inlet travaille à aménager un port pour petits bateaux; d'autres collectivités montrent aussi de l'intérêt pour ce type de développement. Ces sites pourraient être utilisés à des fins touristiques durant la prochaine décennie. L'étendue du chevauchement direct avec l'habitat du phoque annelé est inconnue, mais de petites parties de la population pourraient être déplacées.
2	Agriculture et aquaculture						
2.1	Cultures annuelles et pérennes de produits autres que le bois						
2.2	Plantations pour la production de bois et de pâte						
2.3	Élevage de bétail						
2.4	Aquaculture en mer et en eau douce						Aucune activité d'aquaculture n'est menée dans l'aire de répartition de l'espèce à l'heure actuelle, et aucune n'est proposée à notre connaissance, mais il y a une possibilité de développement.
3	Production d'énergie et exploitation minière	Négligeable	Petite (1-10 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée-faible		Exploration minérale sous-marine et menace potentielle associée à de possibles activités pétrolières et gazières. La nature et la fréquence de l'exploration augmenteront et se répercuteront peut-être sur un plus grand nombre de phoques chaque année.

Menace		Impact (calculé)	Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
3.1	Forage pétrolier et gazier	Négligeable	Petite (1-10 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée-faible	<p>À l'heure actuelle, quelques activités pétrolières et gazières ont lieu en Alaska (sud de la mer de Beaufort), et un petit nombre de phoques canadiens y sont exposés à l'extérieur des frontières du Canada. Au Groenland, le gouvernement a publié une stratégie gazière et minière (2014-2018) qui tente de maintenir les niveaux actuels d'activités d'exploration dans l'espoir que celles-ci mènent à la découverte d'un gisement commercialement viable. En 2017 et 2018, le gouvernement entend concentrer ses activités de délivrance de permis dans la baie de Baffin et le détroit de Davis, dont des parties abritant des phoques se trouvent au Canada. La Commission du Nunavut chargée de l'examen des répercussions coordonne actuellement une évaluation environnementale stratégique (EES) dans la baie de Baffin et le détroit de Davis. Le but de l'EES est de comprendre les types d'activités pétrolières et gazières extracôtières qui pourraient être proposées dans les eaux extracôtières canadiennes de la baie de Baffin et du détroit de Davis. En 2016, le gouvernement fédéral a annoncé que les activités de forage canadiennes dans l'Arctique feraient l'objet d'un examen tous les cinq ans après un moratoire initial sur les activités pétrolières et gazières extracôtières en Arctique. Au Yukon, une petite partie de la population canadienne serait touchée aux frontières avec l'Alaska et le Groenland là où il y a du pétrole et du gaz, et certains animaux seraient exposés à une échelle très locale. L'intérêt de l'industrie pour l'exploration et l'exploitation pétrolière et gazière dans la mer de Beaufort est en hausse depuis 2007. Le potentiel de ressources dans la mer de Beaufort est estimé à 67 billions de pi³ de gaz naturel, et l'on estime pouvoir tirer 7 milliards de barils de pétrole du delta du Mackenzie/bassin de la mer de Beaufort. Selon la littérature scientifique, un déplacement pourrait se produire, mais il ne serait peut-être pas permanent. Il n'est pas certain qu'il y aurait un impact sur la population mais, le cas échéant, celui-ci serait probablement négligeable.</p>

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
3.2	Exploitation de mines et de carrières						L'exploitation minière en tant que telle n'est pas une menace, mais l'expédition de produits peut l'être. Il y a des mines en activité au Nunavut, au Nunavik et au Nunatsiavut, et d'autres mines sont proposées ou en construction.
3.3	Énergie renouvelable						
4	Corridors de transport et de service		Négligeable	Généralisée (71-100 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	
4.1	Routes et voies ferrées		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	Le transport par rail de minerai de fer a été approuvé (voie de navigation sud) – et proposé (voie de navigation nord) pour la mine de fer de Mary River (Baffinland), mais l'impact potentiel sur le phoque annelé est inconnu. En Alaska, l'utilisation et l'aménagement de routes de glace peuvent nuire à certaines tanières. Des modifications de la glace de mer devraient survenir plus au sud, et des changements dans l'aménagement de routes de glace (fréquence, emplacement) pourraient réduire les effets (moins de routes de glace utilisées). Cependant, l'aménagement de routes de glace plus au nord pourrait augmenter si l'exploration minière s'accroît.
4.2	Lignes de services publics						Projet de câble de télécommunications Quintillion Expressnet dans l'Arctique pour relier l'Europe et le Nunavut. La ligne proposée longe la partie continentale du Canada (elle a été installée en Alaska, mais pas encore au Canada). Une ligne secondaire, une fois le financement obtenu, passerait le long de la côte est de l'île de Baffin pour atteindre les collectivités du Nord. Les effets de l'empreinte marine sont liés au déploiement du câble à partir d'un bateau se déplaçant lentement, et pourraient ne pas toucher les phoques une fois le câble installé sur le fond marin.

Menace		Impact (calculé)	Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
4.3	Voies de transport par eau	Négligeable	Généralisée (71-100 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	La plupart des communautés sont desservies par navire (transport maritime en gros et réapprovisionnement en carburant), ce qui pourrait augmenter avec le développement. Les mines sont aussi desservies par navire, et le minerai peut être expédié par navire à des fins de traitement (p. ex. Mary River). Les activités de déglacage pourraient également avoir des effets à l'échelle locale en détruisant l'habitat de mise bas. Les activités de déglacage sont actuellement limitées (elles servent principalement au ravitaillement des collectivités par les services communautaires gouvernementaux ou à permettre le transport de minerai depuis des mines du Nunavik [détroit d'Hudson] et du Nunatsiavut), mais pourraient augmenter. Baffinland a proposé des services de déglacage pour desservir la mine de fer de Mary River. Le projet a été suspendu, mais il n'est pas exclu qu'il soit remis à l'avant-plan. Les collisions avec des navires (dommages aux tanières de mise bas, mortalité des petits), le délogement et la hausse du stress due aux perturbations entrent aussi dans cette catégorie de menace.
4.4	Corridors aériens					Des avions survolent l'habitat du phoque annelé dans la majeure partie de l'aire de répartition canadienne, mais l'impact est probablement négligeable compte tenu de l'altitude des avions.
5	Utilisation des ressources biologiques	Négligeable	Généralisée (71-100 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	
5.1	Chasse et capture d'animaux terrestres					
5.2	Cueillette de plantes terrestres					
5.3	Exploitation forestière et récolte du bois					

Menace		Impact (calculé)	Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
5.4	Pêche et récolte de ressources aquatiques	Négligeable	Généralisée (71-100 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	Le phoque annelé est chassé dans toute son aire de répartition. Les prises sont pour la plupart non quantifiées. Les taux de récolte sont inférieurs à ce qu'ils étaient à l'époque des traîneaux à chiens. Selon les observations récentes, le nombre de prises diminue au Nunavut, mais l'on ne sait pas avec certitude si cela illustre une réduction de l'abondance, de l'effort de chasse ou de la participation au programme d'achat de peaux (mesure permettant de suivre les prises). La pêche commerciale peut influencer sur la population de phoques annelés, mais les données à jour de l'Alaska donnent à penser que le nombre de prises accessoires est faible (3,9 phoques/an). Certains secteurs ne font l'objet d'aucune récolte mais, étant donné le potentiel de migration et de déplacement sur de longues distances de l'espèce, des individus pourraient être exposés.
6	Intrusions et perturbations humaines	Négligeable	Généralisée (71-100 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	
6.1	Activités récréatives	Négligeable	Généralisée (71-100 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	Certaines activités touristiques ont lieu sur la glace de l'Arctique (p. ex. lisière des floes), mais les effets sont minimes. Les effets les plus importants sur les phoques découlent vraisemblablement des navires de croisière et des yachts privés (voir Voies de transport par eau ci-dessus). Des collisions, un délogement et une hausse du stress due aux perturbations sont probables. Lors de la prochaine décennie, compte tenu de la réduction de la glace de mer, un plus grand nombre de sites pourraient devenir de plus en plus accessibles aux touristes que par le passé, ce qui pourrait accroître la portée.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
6.2	Guerre, troubles civils et exercices militaires	Négligeable		Inconnue	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	Le ministère de la Défense nationale mène de deux à quatre opérations d'affirmation de la souveraineté (Nunavivut, Nunakput, Nanook) par année. Un projet de station de ravitaillement de la Marine est proposé à Nanasivik, au Nunavut. Les Rangers effectuent des patrouilles dans chaque communauté, ce qui inclut des entraînements militaires sur la glace de mer. Des patrouilles militaires pourraient avoir lieu au cours des 10 prochaines années, compte tenu de l'acquisition de navires de patrouille extracôtiers de l'Arctique adaptés à la glace.
6.3	Travail et autres activités	Négligeable		Généralisée (71-100 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	Menace possible due à l'exploration minérale sous-marine et aux activités pétrolières et gazières potentielles. La nature et la fréquence de l'exploration augmenteront et se répercuteront sur un nombre croissant de phoques chaque année (valeur attribuée à 3.1 et 3.2). Cette catégorie tient compte de toutes les activités communautaires sur la glace.
7	Modifications des systèmes naturels	Négligeable		Petite (1-10 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	
7.1	Incendies et suppression des incendies						
7.2	Gestion et utilisation de l'eau et exploitation de barrages	Inconnu		Petite (1-10 %)	Inconnue	Élevée (continue)	Il faut tenir compte de cette catégorie de menace dans le système de la baie d'Hudson, où des changements surviennent à cause des apports en eau douce provenant des barrages hydroélectriques. Les aménagements hydroélectriques dans la baie d'Hudson influent sur le cycle hydrologique, mais l'impact sur les phoques est inconnu. Un aménagement similaire a été proposé près d'Iqaluit, mais aucune activité n'a encore eu lieu.

Menace		Impact (calculé)	Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
7.3	Autres modifications de l'écosystème	Négligeable	Petite (1-10 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	Si l'expansion de l'aire de répartition de l'épaulard (grand prédateur) menait à une hausse de la prédation sur le phoque annelé, il pourrait s'agir d'une modification de l'écosystème ayant un impact à l'échelle de la population. Certains effets de l'épaulard sur les phoques ont été analysés, mais l'impact demeure inconnu (quoique probablement négatif). D'autres populations de phoques pourraient augmenter ou accroître leur utilisation du territoire arctique (phoque commun et phoque du Groenland), ce qui pourrait intensifier la compétition pour les proies. Les aménagements hydroélectriques dans la baie d'Hudson influent sur le cycle hydrologique, mais l'impact sur les phoques reste inconnu. Les communautés de la baie d'Hudson affirment que ces aménagements se répercutent sur les espèces sauvages (<i>Voices from the Bay: Traditional Ecological Knowledge of Inuit and Cree in the Hudson Bay Bioregion</i>). Un aménagement hydroélectrique a été proposé près d'Iqaluit, au Nunavut, mais aucune activité n'a encore eu lieu. Il n'y a actuellement aucune installation hydrolienne.
8	Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques	Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	
8.1	Espèces ou agents pathogènes exotiques (non indigènes) envahissants					Une hausse du transport par eau augmente les risques d'introduction d'espèces envahissantes par les eaux de lest ou les salissures des coques de navire. Certaines espèces envahissantes migrent vers le nord et se trouvent peut-être déjà dans l'aire de répartition du phoque annelé au Labrador (impact inconnu).
8.2	Espèces ou agents pathogènes indigènes problématiques	Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	Propagation de maladies – brucellose, parasites unicellulaires; peu de données à ce sujet, mais les maladies et les agents pathogènes se propagent dans l'ensemble de l'Arctique, particulièrement grâce à de nouveaux vecteurs. Toutefois, les causes sont inconnues. La maladie de Carré et d'autres maladies virales prennent aussi de l'expansion.
8.3	Matériel génétique introduit					

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
8.4	Espèces ou agents pathogènes problématiques d'origine inconnue		Inconnu	Inconnue	Inconnue	Inconnue	
8.5	Maladies d'origine virale ou maladies à prions		Inconnu	Inconnue	Inconnue	Inconnue	
8.6	Maladies de cause inconnue		Inconnu	Inconnue	Inconnue	Inconnue	Des cas de perte de poils ont été signalés dans le sud de la mer de Beaufort et au Nunavik; les causes sont toutefois inconnues.
9	Pollution		Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	
9.1	Eaux usées domestiques et urbaines		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Inconnue	Élevée (continue)	Les eaux usées contiennent des sources locales potentielles de contamination (dont des polluants persistants) – peu de données sont disponibles pour le moment. Les sédiments provenant des routes de glace et les systèmes de traitement des eaux usées ont été abordés dans cette catégorie.
9.2	Effluents industriels et militaires		Inconnu	Petite (1-10 %)	Inconnue	Élevée (continue)	Les risques de déversement et de fuite provenant de réservoirs ont été pris en compte ici. Des suintements naturels de pétrole existent le long de la côte de l'île de Baffin.
9.3	Effluents agricoles et sylvicoles						Peu d'activités agricoles ou forestières sont pratiquées à côté de l'habitat du phoque annelé, voire aucune.
9.4	Déchets solides et ordures		Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	Il y a des décharges dans les communautés de l'ensemble de l'aire de répartition du phoque annelé, mais les effets sur les phoques sont limités ou nuls. Les déchets (ordures ménagères et ordures provenant des navires de croisière) jetés à l'eau (qui peuvent causer un enchevêtrement) ou sur la glace de mer pourraient avoir un effet, tout comme la pollution plastique, qui est généralisée dans les milieux marins. Les microplastiques ont été abordés, mais leur impact sur les phoques est inconnu. Les effets des contaminants récents ont été abordés, mais restent pour l'instant inconnus.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
9.5	Polluants atmosphériques	Inconnu		Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	Le transport de polluants à grande distance dans l'atmosphère par suite de leur volatilisation ainsi que le déplacement de ces polluants dans l'eau ont été considérés dans cette catégorie. Les polychlorobiphényles (PCB) et les matières radioactives peuvent avoir un impact régional étendu, surtout dans les systèmes marins. Le transport atmosphérique de polluants, y compris de pesticides, a été considéré. Le mercure a aussi été abordé. L'incinération régulière de déchets sur le site des décharges des collectivités est aussi une source de polluants atmosphériques. Les effets des contaminants récents ont été abordés, mais restent pour l'instant inconnus.
9.6	Apports excessifs d'énergie	Inconnu		Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	On ne connaît pas les répercussions du bruit acoustique à l'échelle de la population durant la saison des eaux libres vu l'augmentation du transport par eau pour le ravitaillement et le tourisme. L'armée états-unienne a accepté de ne pas utiliser de sonars de qualité militaire dans le cadre d'exercices. Là encore, les effets sur la population canadienne de phoques annelés sont inconnus.
10	Phénomènes géologiques						
10.1	Volcans						
10.2	Tremblements de terre et tsunamis						Des tremblements de terre ont été enregistrés dans la baie de Baffin, mais leurs effets sur le phoque annelé sont inconnus.
10.3	Avalanches et glissements de terrain						Des avalanches ou des glissements de terrain pourraient avoir des effets sur l'habitat côtier, mais ces derniers seraient vraisemblablement mineurs.
11	Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents	BD	Élevée-faible	Généralisée (71-100 %)	Élevée-légère (1-70 %)	Élevée (continue)	

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
11.1	Déplacement et altération de l'habitat	BD	Élevée-faible	Généralisée (71-100 %)	Élevée-légère (1-70 %)	Élevée (continue)	L'habitat de glace de mer et la neige sont essentiels au phoque annelé (tanières de mise bas, habitat de mue/repos), et la diminution de l'étendue et de la qualité de la glace est la plus grande menace qui pèse sur la persistance. Les modifications de l'habitat et la manière dont les phoques y réagissent varient sur le plan du temps et de l'espace, et il est possible que les conditions se soient améliorées dans certaines zones (zones de glace épaisse de plusieurs années devenues des zones de glace annuelle). La présence de glace de mer est également un facteur déterminant du réseau trophique marin de l'Arctique, et des changements pourraient avoir des effets marqués à l'échelle écosystémique. Les projections de l'impact démographique de la perte de glace de mer dans la mer Baltique sur l'habitat de mise bas ont été abordées. Une plage de valeurs associées à la gravité a été utilisée pour illustrer l'incertitude.
11.2	Sécheresses						Les sécheresses ne représentent pas une menace.
11.3	Températures extrêmes		Inconnu	Petite (1-10 %)	Inconnue	Élevée (continue)	Les températures extrêmes peuvent nuire tanières de mise bas et causer leur effondrement, exposant ainsi les petits aux éléments et aux prédateurs. De tels événements se produisent habituellement à l'échelle locale et ne se répercuteraient probablement pas à l'échelle de la population. Par le passé, des épisodes de pluies hâtives ont entraîné l'effondrement des tanières, et l'on prévoit que les précipitations de pluie sur la glace et la neige seront plus fréquentes. À certains endroits, les relevés aériens sont effectués plus tôt que par le passé (ce qui pourrait indiquer un changement des événements du cycle vital ou une nécessité logistique de détecter les phoques de façon efficace).
11.4	Tempêtes et inondations		Inconnu	Inconnue	Inconnue	Élevée (continue)	L'augmentation du nombre de tempêtes peut entraîner des répercussions sur la formation de glace (p. ex. rupture de la glace), mais ces tempêtes compliquent les prises et pourraient réduire la mortalité due aux activités humaines. L'impact n'est pas bien compris; c'est pourquoi il est qualifié d'« inconnu ».

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
11.5	Autres impacts						
Classification des menaces d'après l'UICN-CMP, Salafsky <i>et al.</i> (2008).							