



Pêches et Océans  
Canada

Fisheries and Oceans  
Canada

Sciences des écosystèmes  
et des océans

Ecosystems and  
Oceans Science

## **Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS)**

---

**Document de recherche 2023/051**

**Région de l'Arctique et de l'Ontario et des Prairies**

# **Évaluation d'une disposition visant le report des permis non utilisés pour les baleines boréales de l'est du Canada et de l'ouest du Groenland (*Balaena mysticetus*) au Canada**

Jeff W. Higdon<sup>1</sup>, Brent G. Young<sup>2</sup> et Steven H. Ferguson<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Higdon Wildlife Consulting  
912 Ashburn Street  
Winnipeg (Manitoba) R3G 3C9

<sup>2</sup>Institut des eaux douces  
Pêches et Océans Canada  
501 University Crescent  
Winnipeg (Manitoba) R3T 2N6

---

## Avant-propos

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

### Publié par :

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

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



© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du  
ministère des Pêches et des Océans, 2023

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-49132-5 N° cat. Fs70-5/2023-051F-PDF

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

Higdon, J.W., Young, B.G., et Ferguson, S.H. 2023. Évaluation d'une disposition visant le report des permis non utilisés pour les baleines boréales de l'est du Canada et de l'ouest du Groenland (*Balaena mysticetus*) au Canada. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/051. iv + 24 p.

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

*Higdon, J.W., Young, B.G., and Ferguson, S.H. 2023. Evaluation of a Provision to Carry Over Unused Licences for Eastern Canada-West Greenland Bowhead Whales (Balaena mysticetus) in Canada. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2023/051. iv + 23 p.*

---

---

## TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	IV
INTRODUCTION .....	1
MÉTHODES.....	3
MODÈLE DE POPULATION .....	3
VALEURS DES PARAMÈTRES .....	4
ESTIMATIONS DES PRISES POUR LA MODÉLISATION .....	6
MODÉLISATION PRÉLIMINAIRE SUR 100 ANS.....	7
MODÉLISATION DES RÉPERCUSSIONS À COURT TERME (40 ANS) DU REPORT .....	8
SENSIBILITÉ DU MODÈLE AUX CHOIX DES PARAMÈTRES .....	8
RÉSULTATS.....	9
MODÉLISATION PRÉLIMINAIRE SUR 100 ANS.....	9
MODÉLISATION DES RÉPERCUSSIONS À COURT TERME (40 ANS) DU REPORT .....	13
DISCUSSION.....	19
A) LE REPORT DES TOUCHERS NON EFFECTUÉS (OU D'UNE PARTIE DE CEUX-CI) À L'ANNÉE (OU AUX ANNÉES) SUIVANTE(S) EST-IL VIABLE?.....	19
B) QUELS SONT LES RISQUES PROBABILISTES ASSOCIÉS À L'INTERVALLE DE TEMPS À L'INTÉRIEUR DUQUEL LES TOUCHERS NON EFFECTUÉS POURRAIENT ÊTRE REPORTÉS AVANT QUE LE COMPTE DES TOUCHERS ACCUMULÉS SOIT REMIS À 0? .....	19
MISES EN GARDE ET INCERTITUDES .....	20
RÉFÉRENCES CITÉES .....	22

---

## RÉSUMÉ

En réponse à la demande d'avis scientifique de la Gestion des ressources sur une proposition de système souple d'attribution des permis pour la chasse des baleines boréales de l'est du Canada et de l'ouest du Groenland (*Balaena mysticetus*), des scénarios de modèles de population ont été simulés afin d'estimer la viabilité des reports ou des crédits de permis canadiens pour les années suivantes. Les méthodes utilisées pour étudier la viabilité de limites de prise souples étaient semblables à celles appliquées aux limites de prise du narval (*Monodon monoceros*), du béluga (*Delphinapterus leucas*) et du morse de l'Atlantique (*Odobenus rosmarus rosmarus*), mais elles ont été simplifiées par l'utilisation d'un nombre fixe de permis disponibles par bloc d'attribution plutôt que par l'actualisation des limites de prise autorisées en fonction de l'état de la population. La nature unique de la chasse à la baleine boréale, en tant qu'entreprise communautaire présentant des défis logistiques, limitera probablement la demande de permis par rapport à d'autres mammifères marins capturés qui ont des quotas de prises limités (par exemple, le narval). Un modèle logistique déterministe de croissance de la population de Pella-Tomlinson a été utilisé pour étudier différents scénarios de capture, y compris l'absence de capture et un niveau fixe de prélèvement biologique potentiel (PBP) de 52 baleines par an. Ces modèles, qui simulent les trajectoires des populations sur une période de 100 ans, permettent d'affirmer avec certitude que la capture à un niveau de PBP (un ordre de grandeur plus élevé que la chasse de subsistance actuelle) n'aura pas d'effets majeurs sur la reconstitution de la population pour une plage de tailles initiales de la population ( $N_0$ ) et d'estimations de la capacité de charge ( $K$ ) qui reflètent les connaissances disponibles sur l'état de la baleine boréale. Selon les scénarios du modèle, les dispositions de report dans les limites actuelles des permis annuels (environ 6 par an) ne devraient avoir que peu ou pas d'incidence sur l'état de la population de baleines boréales de l'est du Canada et de l'ouest du Groenland à long terme. Ces résultats ont donné lieu à une modélisation complémentaire corroborante pour une période de 40 ans afin d'examiner l'utilisation de blocs d'attribution de permis quinquennaux (5 ans) et décennaux (10 ans) avec un nombre total de permis modérément élevé (par rapport à la demande actuelle) [soit 50 par bloc quinquennal, 100 par bloc décennal]. Différents scénarios de report ont été étudiés, y compris un cas extrême dans lequel tous les permis ( $n = 50$  ou  $100$ ) pourraient être reportés pendant toute la période d'attribution. D'autres scénarios prévoyaient une concentration des captures en début et en fin de période, la totalité du quota (50 ou 100 baleines) étant prélevée au cours de la première ou de la dernière année de chaque bloc de 5 ou 10 ans. Le report des permis (et des captures) a eu peu d'incidence sur les trajectoires de croissance de la population de baleines boréales de l'est du Canada et de l'ouest du Groenland simulées dans les hypothèses du modèle utilisé, et les captures aux niveaux actuels et légèrement supérieurs devraient être viables avec la mise en œuvre d'un système souple d'attribution des permis qui autorise le report des captures. Cet avis dépend d'un certain nombre d'hypothèses concernant l'abondance actuelle et historique des baleines boréales, la biologie de la population et l'état de l'écosystème. Au fur et à mesure que nous obtiendrons des renseignements de meilleure qualité, nous pourrions revoir ces modèles. Toutefois, d'après nos connaissances actuelles, les dispositions relatives au report des permis peuvent améliorer l'accès aux ressources pour les Inuits tout en favorisant une croissance continue de la population.

---

## INTRODUCTION

Les baleines boréales (*Balaena mysticetus*) sont largement répandues dans l'Arctique circumpolaire et se répartissent en quatre populations : mers de Béring-des Tchouktches-de Beaufort (B-T-B), Est du Canada-Ouest du Groenland (EC-OG), mer d'Okhotsk (OKS), et mer d'Est du Groenland-Svalbard-Barents (EG-S-B) [Baird et Bickham 2021]. Les baleines de la population de l'EC-OG font l'objet d'une chasse de subsistance par les Inuits au Canada (Nunavut, Nunavik) et à l'ouest du Groenland (Figure 1). Le régime canadien de cogestion actuellement en place pour les baleines boréales de l'EC-OG ne prévoit pas de disposition permettant de reporter les permis inutilisés pour les baleines boréales (ou une partie d'entre eux) sur les années suivantes. Pour y remédier, la Gestion des ressources de Pêches et Océans Canada a demandé au Secrétariat canadien des avis scientifiques de formuler un avis sur la viabilité d'une éventuelle disposition qui permettrait de reporter les permis non utilisés dans la chasse de subsistance de la population de baleines boréales de l'EC-OG par les Inuits. Des dispositions de report semblables sont autorisées pour les captures de subsistance de la baleine boréale de l'EC-OG dans l'ouest du Groenland et la baleine boréale des mers de Béring-des Tchouktches-de Beaufort (B-T-B) en Alaska (CBI 2021a,b).

La pêche à la baleine boréale de l'EC-OG dans l'ouest du Groenland a été instaurée en 2007, dans le cadre d'un quota de deux baleines par an fixé par la Commission baleinière internationale (CBI), avec la possibilité de reporter ce quota de deux baleines d'une année sur l'autre (CBI 2021a). Les quotas sont restés à deux baleines par an, avec des captures annuelles moyennes d'une baleine par an. Aucune baleine n'a été pêchée en 2008, et trois ont été capturées en 2009 et 2010 (dans le cadre d'un quota reporté de quatre baleines en 2009 et de trois en 2010) [CBI 2021a]. Une baleine a été tuée en 2011. Ensuite, aucune capture n'a été effectuée pendant trois années consécutives. Une seule baleine a de nouveau été pêchée en 2015 (sur un quota de quatre incluant les reports de quotas antérieurs) et aucune baleine n'a été pêchée en 2016 et en 2017. Le bloc de quotas pour 2008 à 2012 a été utilisé à 50 %, tandis que le bloc de quotas pour 2013 à 2017 n'a été utilisé qu'à 6 % (CBI 2021a). Pour les baleines boréales des mers de B-T-B (la population la plus étudiée et la plus importante [> 16 000 animaux], Baird et Bickham 2021), le nombre total de baleines touchées par an ne peut pas dépasser 67, et toute partie non utilisée d'un quota de touchers d'une année peut être reportée et ajoutée au quota de touchers de toute année suivante dans le bloc, jusqu'à un maximum de 15 touchés non effectués (CBI 2021b). Le bloc de 6 ans pour 2013 à 2018 pour les baleines boréales des mers de B-T-B a donc permis un débarquement total de 336 baleines (CBI 2021b). En outre, 15 touchers non effectués du quota de 2008 à 2012 ont également été reportés (CBI 2021b).

Les attributions de permis pour la pêche à la baleine boréale au Canada ont augmenté au fil du temps, au fur et à mesure que des renseignements de meilleure qualité sur l'abondance de la population ont été mis à disposition. En 2007 et auparavant, un permis était délivré pour l'ensemble du Nunavut tous les 2 ou 3 ans. Ce quota est ensuite passé à deux baleines par an en 2008 et à 2 ou 3 en 2009 (CGRFN 2008, 2009). Ces décisions ont également pris en compte deux touchers possibles par les baleiniers du Nunavik en plus de deux touchers dans l'ouest du Groenland (CGRFN 2008). En 2012, le Conseil a décidé de maintenir un total autorisé des captures (TAC) de trois baleines boréales (une par région) [CGRFN 2012]. Le Conseil a également recommandé à Nunavut Tunngavik Incorporated (NTI) et à la société Makivik (Nunavik) de travailler ensemble dans le but d'élaborer une entente de répartition de la baleine boréale entre le Nunavut et le Nunavik (CGRFN 2012). En 2015, le CGRFN a augmenté le TAC à cinq baleines (deux pour les régions de Kivalliq et de Qikiqtaaluk, une pour la région de Kitikmeot) [CGRFN 2015]. Les permis disponibles n'ont pas tous été délivrés, par exemple,

4 permis sur 5 ont été délivrés en 2019, 3 sur 5 en 2020 (et une collectivité a décidé de ne pas donner suite en raison de préoccupations concernant la COVID-19) [Tranter 2020]. Les Inuits du Nunavik ont repris leur chasse de subsistance à la baleine boréale en 2008. En 2008 et en 2009, le MPO a autorisé la capture d'une baleine boréale dans la région marine du Nunavik (RMN). Le Conseil de gestion des ressources fauniques de la région marine du Nunavik (CGRFRMN) a établi des niveaux de total autorisé des captures (TAC) pour les baleines boréales dans la RMN. En 2011, le CGRFRMN a établi un TAC d'une baleine boréale, mais aucune pêche n'a été pratiquée cette année-là. En 2012, le CGRFRMN a établi un TAC d'une baleine boréale. Au total, une baleine a été capturée par le Nunavik en 2008, en 2009 et en 2017. Au Canada, la pêche à la baleine boréale de l'EC-OG est soumise aux dispositions de l'Accord du Nunavut (AN), de l'Accord sur les revendications territoriales des Inuit du Nunavik (ARTIN), de la *Loi sur les pêches* et de ses règlements d'application.

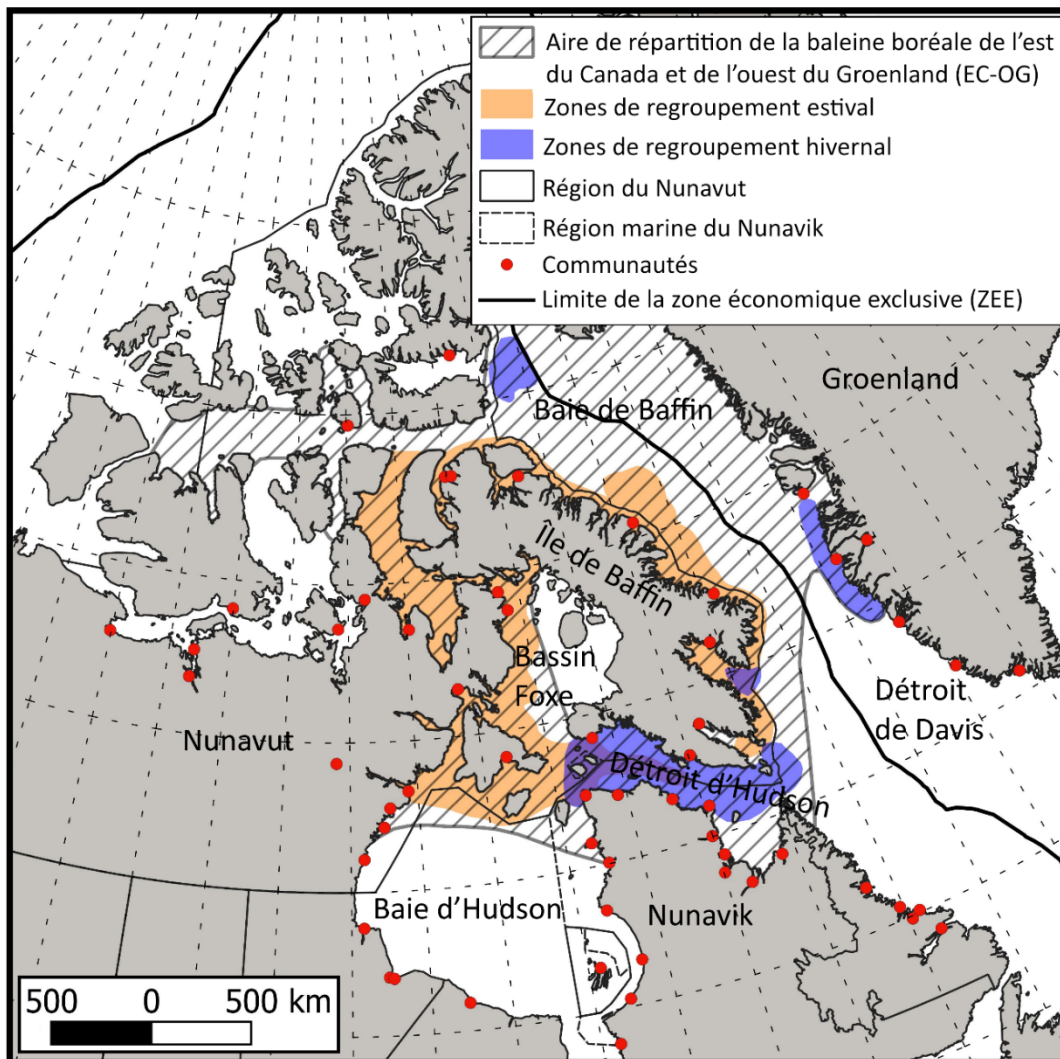


Figure 1. Aire de répartition de la population de baleines boréales de l'est du Canada et de l'ouest du Groenland, indiquant l'aire de répartition globale, les principales zones de rassemblement en été et en hiver, la limite de la zone économique exclusive (ZEE) du Canada, en plus des collectivités locales et des limites de la région du Nunavut et de la région marine du Nunavik (d'après Ferguson et al. 2021).

---

L'approche actuelle du Canada en matière de gestion des baleines boréales empêche les Inuits de reporter les quotas annuels de baleines boréales de l'EC-OG qui n'ont pas été atteints sur les saisons de pêche suivantes. Le MPO s'est engagé à élaborer une approche fondée sur des données probantes pour évaluer les mesures de cogestion potentiellement viables. L'avis scientifique du MPO aidera à déterminer si une limitation des captures moins restrictive, permettant le report des permis annuels inutilisés, y compris la possibilité d'une attribution pluriannuelle par bloc du TAC, peut être mise en œuvre dans la région du Nunavut et la région marine du Nunavik (RN/RMN) tout en continuant à assurer la conservation et la protection de la population de baleines boréales de l'EC-OG. Ces renseignements sont essentiels pour déterminer le niveau approprié de restriction du droit des Inuits à pêcher la baleine boréale ([Accord sur les revendications territoriales du Nunavut art.5.3.3.\[a\]](#)).

La présente analyse répond aux demandes de la Gestion des ressources de disposer de données scientifiques évaluées par des pairs pour répondre aux questions suivantes :

1. Le report des touchers non effectués (ou d'une partie de ceux-ci) à l'année (ou aux années) suivante(s) est-il viable? Le cas échéant,
2. Quels sont les risques probabilistes associés à l'intervalle de temps à l'intérieur duquel les touchers non effectués pourraient être reportés avant que le compte des prises accumulées soit remis à 0?

On pense que la population de baleines boréales de l'EC-OG se trouve dans la « zone saine » du cadre des points de référence limites (PRL) du MPO (Ferguson *et al.* 2021), bien qu'il soit possible qu'elle se trouve dans la « zone de prudence » (entre  $N_{30}$  et  $N_{50}$ ) [voir aussi CGRFN 2008]. Il convient de noter qu'il n'existe actuellement aucun cadre ministériel, évalué par des pairs, pour une approche de précaution (AP) de la gestion des baleines boréales de l'EC-OG. Nous avons estimé que les scénarios de report étaient viables si, à la fin des trajectoires modélisées, la population de baleines boréales continuait à croître pour atteindre la capacité de charge (K) et passait de la « zone de prudence » à la « zone saine » ou restait dans la « zone saine », en fonction de la taille initiale de la population utilisée dans les simulations (voir ci-dessous). Une évaluation probabiliste du risque n'était pas possible compte tenu de la structure du modèle utilisé, et nous avons évalué les différences entre les résultats des scénarios par rapport à la croissance de la population afin de déterminer s'il existait un risque de gestion pour les différents scénarios de report. Les scénarios du modèle sont destinés à favoriser une discussion éclairée avec les partenaires de cogestion et à diffuser des renseignements pour aider le CGRFN et le CGRFRMN dans leur processus de prise de décision.

L'évaluation a utilisé un modèle logistique déterministe de croissance de la population (Higdon et Ferguson 2016, Ferguson *et al.* 2021) pour répondre à ces questions, à l'aide d'une approche nettement semblable (mais simplifiée) à celle utilisée pour évaluer la viabilité des dispositions de report pour le béluga (*Delphinapterus leucas*) (Doniol-Valcroze *et al.* 2014), le narval (*Monodon monoceros*) (Richard et Young 2015) et le morse de l'Atlantique (*Odobenus rosmarus rosmarus*) (Hammill *et al.* 2016).

## MÉTHODES

### MODÈLE DE POPULATION

Le modèle de population utilisé pour l'évaluation est un modèle logistique déterministe standard de croissance en temps discret, semblable à celui utilisé par la CBI (Baker et Clapham 2004, Higdon et Ferguson 2016, voir également Ferguson *et al.* 2021). Il s'agit d'une variante du modèle standard de Pella-Tomlinson (ou thêta-logistique, où  $z = \theta$ ) qui n'inclut aucune

---

modélisation de l'effet d'Allee. Des versions stochastiques du même modèle ont été utilisées pour les avis du MPO concernant d'autres mammifères marins (par exemple, Doniol-Valcroze *et al.* 2014, Richard et Young 2015, Hammill *et al.* 2016). Le modèle de population logistique, dans lequel  $z = 1$ , est également le modèle sous-jacent pour le calcul du prélèvement biologique potentiel (PBP) [Wade 1998]. Le modèle, qui se projette dans l'avenir, a été élaboré à l'aide d'une feuille de calcul Excel et se définit comme suit :

$$N_{t+1} = N_t + r_{max} \times N_t(1 - (N_t \div K)^z) - (C_t \times \Omega)$$

Où :

$N_t$  = taille totale de la population au cours de l'année t,

$r_{max}$ , = taux de croissance intrinsèque,

K = capacité de charge, supposée égale à l'abondance avant exploitation (c'est-à-dire  $P_t=0$ ),

z = exposant fixant le niveau de rendement maximal viable (RMD); ou taille de la population, par rapport à K, en fonction de laquelle le nombre maximal de baleines peut être capturé sans modifier la taille de la population

$C_t$  = les prises enregistrées en termes de nombre de baleines au cours de l'année t, et,

$\Omega$  = correction tenant compte des baleines tuées et perdues (ou touchées et perdues, qui sont ensuite mortes de leurs blessures)

Les scénarios du modèle ont été élaborés à l'aide d'une fourchette de valeurs de paramètres, comme décrit ci-dessous. Nous avons utilisé une fourchette de valeurs pour les paramètres clés afin d'étudier un éventail de scénarios possibles, au lieu d'utiliser un modèle d'évaluation devant être adapté à diverses estimations d'abondance. L'objectif était en effet d'éviter certains des problèmes associés à la tentative d'ajustement d'un modèle à une série d'estimations de l'abondance avec une incertitude considérable (voir Ferguson *et al.* 2021). En outre, l'incidence des changements environnementaux sur le cycle biologique de la baleine boréale est incertaine et nous disposons de peu de renseignements permettant d'étayer de manière fiable les processus des modèles stochastiques. Des modèles déterministes ont donc été utilisés, et les résultats et les avis associés doivent être pris en compte dans ce contexte (voir Discussion).

## VALEURS DES PARAMÈTRES

Le modèle nécessite une estimation de la taille actuelle de la population ( $N_t$ , où t = année de départ du modèle, ou  $N_0$ ) et de la capacité de charge (K), définie comme la taille de la population avant l'exploitation (Higdon et Ferguson 2016, Ferguson *et al.* 2021). Des estimations sont également nécessaires pour les valeurs  $r_{max}$  et z (paramètre de modelage).

Plusieurs estimations de la taille actuelle (ou récent) de la population sont disponibles. Le relevé des cétacés dans le Haut-Arctique (RCHA), effectué en août 2013, a communiqué des estimations de l'abondance des stocks de narvals de la baie de Baffin et des baleines boréales de l'EC-OG (Doniol-Valcroze *et al.* 2015, 2020). Les données du relevé visuel aérien ont été analysées à l'aide de méthodes d'échantillonnage à distance et à double plate-forme avec marquage-recapture, et les estimations ont été ajustées pour tenir compte du biais de disponibilité à l'aide de l'analyse des enregistreurs de temps et de profondeur reliés à des satellites. L'estimation entièrement ajustée de l'abondance de la population de baleines boréales de l'EC-OG était de 6 446 (IC à 95 % : 3 838–10 827) (Doniol-Valcroze *et al.* 2020). Cette estimation présente un biais négatif en raison de la couverture incomplète de l'aire de répartition estivale de la baleine boréale (pas de relevés dans le bassin Foxe, le détroit de Lancaster et le nord de la baie d'Hudson). L'analyse génétique par capture-marquage-recapture



---

(gCMR) a également été utilisée pour estimer l'abondance des baleines boréales de l'EC-OG (Petersen *et al.* 2014, Frasier *et al.* 2015, 2020). Frasier *et al.* (2020) ont élaboré une technique analytique pour prendre en compte les sites non échantillonnés et déduire les individus qui ont été manqués sur ces sites afin d'obtenir des estimations d'abondance plus précises lorsque les sites ne sont pas tous échantillonnés. D'après les biopsies et les échantillons de baleines pêchées, la taille estimée (2013) de la population de baleines boréales de l'EC-OG était de 11 747 individus (intervalle de densité maximale de 95 % : 8 169–20 043) [Frasier *et al.* 2020]. Ces estimations laissent entendre qu'une fourchette de  $N_0$  de 5 000 à 12 500 animaux offrira une couverture de simulation suffisante pour pallier l'incertitude scientifique sur l'abondance actuelle.

De nombreux auteurs ont tenté d'estimer la taille de la population historique (avant l'exploitation) de baleines boréales de l'EC-OG, en utilisant diverses méthodes. Historiquement, on pensait que deux populations fermées, dans la baie d'Hudson et dans le détroit de Davis/la baie de Baffin, se trouvaient dans cette zone, ce qui est en fait incorrect (COSEPAC 2009). Mitchell et Reeves (1981) ont estimé la taille de la population historique du stock du détroit de Davis, vers le début de l'exploitation commerciale, à 11 000 individus (et à 575 pour le stock de la baie d'Hudson, selon la révision de Woodby et Botkin en 1993). Woodby et Botkin (1993) ont effectué des estimations similaires, soit 11 800 pour le détroit de Davis et 450 pour la baie d'Hudson, à l'aide d'un autre modèle et de séries de prises similaires. Allen et Keay (2006) ont estimé la taille de la population vierge du stock du détroit de Davis à un peu plus de 18 000 baleines en 1719. Ils ont également utilisé un historique de prises plus ancien (Ross 1974, 1979) que celui mis à jour par Higdon (2010), qui remontait plus loin dans le temps (pour inclure la pêche à la baleine des Basques dans la mer du Labrador et le golfe du Saint-Laurent dans les années 1500) et incluait des données de capture supplémentaires qui n'étaient pas disponibles pour Ross (1974, 1979). Witting (2011) a utilisé un modèle de population bayésien et l'historique des prises de Higdon (2010) et a examiné si la dynamique de la population était mieux décrite par une croissance régulée par la densité ou par une dynamique d'inertie (voir Witting 2002 pour plus de renseignements sur les modèles de dynamique d'inertie). Ces modèles n'incluaient pas les captures basques et les captures inuites antérieures à 1700, et la série de prises n'était pas corrigée pour tenir compte des baleines tuées, mais perdues. Les facteurs de Bayes étayaient la dynamique d'inertie et rejetaient la croissance régulée par la densité. Witting (2011) a estimé un équilibre de la dynamique des populations à 30 000 baleines (IC à 90 % : 24 000–35 000) en 1719 à l'aide du modèle de dynamique d'inertie. Witting (2011) a également fait état des résultats du modèle de croissance régulée par la densité, qui, bien qu'étayé, a estimé une abondance à l'équilibre de la dynamique des populations de 16 000 animaux (IC à 90 % : 12 000–25 000). Ce chiffre est nettement semblable à l'estimation de la taille de la population historique d'environ 18 500 baleines avant le début de la pêche à la baleine par les Basques, qui a été effectuée par Higdon et Ferguson (2016) à l'aide du même modèle que celui utilisé dans la présente évaluation du report des permis.

Dans l'ensemble, les différentes estimations semblent indiquer une taille de la population (capacité de charge) de 11 000 à 30 000 baleines avant l'exploitation. Les estimations antérieures (par exemple, Mitchell et Reeves 1981, Woodby et Botkin 1993) utilisaient des données plus anciennes sur les prises et ne prolongeaient pas leurs modèles jusqu'au début de la période de pêche commerciale à la baleine. D'autres estimations (par exemple, Allen et Keay 2006, Witting 2011) ont étendu les modèles jusqu'au début de la disponibilité des données relatives à la pêche à la baleine boréale dans l'ouest du Groenland en 1719 (il convient de noter, cependant, que la pêche dans l'ouest du Groenland avait commencé avant cela, Higdon 2010). Seuls Higdon et Ferguson (2016) (voir aussi Ferguson *et al.* 2021) ont modélisé l'abondance avant l'exploitation au début de l'ère de la pêche à la baleine par les Basques, au

---

début des années 1500. D'après ces estimations et leurs sources, nous avons utilisé  $K = 12\ 500$ ,  $15\ 000$ ,  $17\ 500$  et  $20\ 000$  à titre d'estimations de la capacité de charge pour les simulations du modèle afin de refléter l'incertitude de l'abondance historique. Dans la fourchette inférieure de ces valeurs  $K$ , la taille actuelle de la population (calculée d'après l'estimation génétique de Frasier *et al.* 2020) s'approcherait de la capacité de charge.

Le modèle de Pella-Tomlinson nécessite également des valeurs de paramètres pour  $r_{\max}$  (taux de croissance intrinsèque),  $z$  (paramètre de modelage, c'est-à-dire l'exposant fixant le niveau de rendement maximal viable [RMD]),  $C_t$  (la mortalité anthropique au cours de l'année  $t$  [généralement limitée à la mortalité attribuable à la pêche en fonction de la disponibilité des données]), et  $\Omega$  (correction pour tenir compte des baleines tuées et perdues). Aucune estimation du taux de croissance n'est disponible pour les baleines boréales de l'EC-OG, mais il a été calculé pour la population des mers de B-T-B. George *et al.* (2004) ont calculé un taux de croissance annuel de 3,4 % (IC à 95 % = 1,7–5 %) entre 1978 et 2001. Schweder *et al.* (2009) ont estimé le taux de croissance annuel à 3,2 % (IC à 95 % = 0,5–4,8 %) entre 1984 et 2003. Givens *et al.* (2013) ont calculé que la population a augmenté à un taux de 3,7 % (IC à 95 % = 2,9–4,6 %) entre 1978 et 2011. Cette estimation n'est cependant pas utilisée pour les calculs du PBP, car la population est actuellement exploitée et n'augmente pas à son taux maximum (puisque elle se trouve déjà à une fraction importante de la capacité de charge estimée), et ces estimations de population dans les mers de B-T-B sont des taux de croissance actuels/atteints et non le taux maximum potentiel (Muto *et al.* 2020). Le taux théorique maximal de productivité nette des cétacés de 4 % est plutôt utilisé dans les calculs du prélèvement biologique potentiel (PBP) [Muto *et al.* 2020]. Nous avons également utilisé la valeur  $r_{\max} = 0,04$  comme valeur par défaut, mais nous avons effectué une modélisation en utilisant  $r_{\max} = 0,03$  pour évaluer la sensibilité (voir ci-dessous). Le paramètre de modelage pour la plupart des scénarios du modèle a été fixé à 2,39 pour représenter le RMD à 60 % de la valeur  $K$ , ce qui est traditionnellement supposé pour les grandes baleines (Baker et Clapham 2004, Higdon et Ferguson 2016). La sensibilité du modèle au paramètre de modelage a été évaluée par l'étude de certains scénarios à l'aide de la valeur  $z = 1$  (qui reproduit le processus du modèle de PBP, Wade 1998) (voir ci-dessous). Les niveaux de prise modélisés sont mis en évidence dans la section suivante, et nous avons supposé que toutes les baleines touchées pendant les simulations ont été tuées et débarquées; par conséquent, aucune correction tenant compte des pertes n'a été employée.

## ESTIMATIONS DES PRISES POUR LA MODÉLISATION

La chasse à la baleine boréale au Nunavut (et au Nunavik) est une chasse communautaire, dans le cadre de laquelle les prises sont réparties et distribuées à l'ensemble de la collectivité et aux autres collectivités de la région (Williams *et al.* 2005). Les pêches sont également intensives d'un point de vue logistique et nécessitent une planification et des efforts importants avant et après la capture. Au Canada (Nunavut et Nunavik), 51 permis ont été délivrés pour la période 1996 à 2019, et 33 baleines ont été débarquées à la suite de 38 touchers (environ 87 %) [chaque permis autorise deux touchers] (Tableau 1). Le sex-ratio des captures est équilibré (15 mâles, 17 femelles, 1 sans données) (MPO, données non publiées). Aucune baleine n'a été touchée au cours de 16 pêches; lors d'une séance de pêche, deux baleines ont été touchées et perdues (et donc aucune baleine n'a été débarquée, car la limite de touchers a été atteinte), et lors d'une autre séance de pêche, une baleine a été touchée et perdue sans qu'aucune autre baleine n'ait été touchée. Dans deux autres séances de pêche on a touché et perdu une baleine avant d'en toucher et d'en débarquer une autre avec succès (Tableau 1).

Plus récemment, le nombre de permis canadiens délivrés par an a varié de 2 à 6 (moyenne de 3,9) au cours des 10 années de la période 2010 à 2019. Une fois seulement (en 2017) 6 permis

ont été délivrés (5 au Nunavut, 1 au Nunavik) [Tableau 1]. Au Canada, le nombre de baleines capturées et débarquées pour la période 2010 à 2019 (10 ans) a varié de 1 à 3 baleines par an (moyenne de 2,2). La limite de capture actuelle au Canada est de six baleines boréales par an (5 au Nunavut, 1 au Nunavik). Les chasseurs de l'ouest du Groenland pourraient en capturer deux par an, en supposant qu'aucun permis ne soit reporté, soit un total de huit pour l'ensemble de la population de baleines boréales de l'EC-OG. Il est possible que le Nunavut (par exemple, deux collectivités du Kitikmeot) ou le Nunavik demande un permis supplémentaire. Une limite de captures de base de 10 baleines par an a donc été utilisée pour les simulations sur 40 ans, avec des blocs quinquennaux (5 ans) de 50 animaux et des blocs décennaux (10 ans) de 100 animaux. Aucune modélisation des touchers n'a été effectuée, nous avons supposé que toutes les pêches à venir aboutiraient à des débarquements réussis. Les données relatives aux pêches précédentes (Tableau 1) montrent un nombre relativement faible d'animaux touchés et perdus.

Tableau 1. Pêches récentes (1996 à 2019) des baleines boréales de l'est du Canada et de l'ouest du Groenland (EC-OG) au Canada (Nunavut, Nunavik). Les pêches à l'ouest du Groenland ne sont pas représentées (voir texte). Source : MPO, données non publiées.

Territoire de compétence	Région	Pêches attribuées	Aucune prise	Baleines débarquées	Nombre total de touchers
Nunavik	S. O.	5	2	3	3
Nunavut	Kitikmeot	11	6	5	8
	Kivalliq	17	5	12	12
	Qikiqtaaluk	18	5	13	15
<b>Totaux</b>	-	<b>51</b>	<b>18</b>	<b>33</b>	<b>38</b>

## MODÉLISATION PRÉLIMINAIRE SUR 100 ANS

La modélisation préliminaire a examiné les effets de prélèvements complets (captures, plus autres mortalités anthropiques) aux niveaux de PBP par rapport à des scénarios sans capture. Le MPO (2015) a calculé un PBP de 52 baleines par an pour la population de baleines boréales de l'EC-OG, à l'aide des résultats du relevé aérien de 2013. Ce calcul a utilisé la valeur  $r_{\max}$  standard pour les cétacés, égale à 0,04, et un facteur de récupération (FR) de 0,5 (voir Wade 1998 pour plus de renseignements sur le processus de PBP). La valeur  $N_{\min}$ , calculée comme le 20<sup>e</sup> percentile de l'intervalle de confiance autour de l'estimation de l'abondance dans le processus de PBP, était de 5 200. Le MPO (2015) n'a pas calculé le PBP à l'aide de l'analyse génétique par capture-marquage-recapture de Frasier *et al.* (2015) en raison de la nécessité d'effectuer une évaluation plus approfondie des hypothèses utilisées. Cette évaluation a depuis été réalisée (Frasier *et al.* 2020) et une estimation révisée de l'analyse gCMR est disponible. Cette estimation de la population aboutirait à un PBP plus élevé (105 baleines par an à l'aide des mêmes valeurs  $r_{\max}$  et FR que le MPO, 2015) que celui calculé par le MPO (2015), ce qui permettrait d'obtenir un PBP plus prudent.

Les analyses préliminaires nous ont permis d'examiner les trajectoires du modèle à l'aide d'hypothèses qui correspondent étroitement au processus de PBP (bien qu'avec un paramètre de modelage différent) et de déterminer la réponse de la population aux prélèvements à des niveaux beaucoup plus élevés que les niveaux actuels. Ces modèles ont indiqué que la croissance et la reconstitution de la population dans le cadre d'une capture constante de 52 baleines par an n'étaient pas très différentes (en ce qui concerne la taille finale de la population en tant que proportion de la valeur K) des trajectoires sans capture à la fin de l'horizon temporel de 100 ans (voir la section « Résultats »). Une modélisation ultérieure plus

---

détaillée des dispositions de report a utilisé une période plus courte de 40 ans (c'est-à-dire huit blocs de 5 ans, quatre blocs de 10 ans) pour étudier les effets à court terme pendant les parties des simulations sur 100 ans où les trajectoires des populations étaient les plus sensibles à l'exploitation aux niveaux de PBP.

## **MODÉLISATION DES RÉPERCUSSIONS À COURT TERME (40 ANS) DU REPORT**

Les modèles sur 40 ans ont étudié les trajectoires des populations selon deux scénarios de base : aucune capture et 10 baleines par an (c'est-à-dire une capture constante de 10 baleines par an, ce qui est supérieur aux niveaux de capture actuels). Deux blocs ont été utilisés pour l'évaluation des dispositions de report, sur cinq ans ( $n = 8$  blocs) et sur 10 ans ( $n = 4$  blocs), avec un nombre total de 50 permis par bloc pour les blocs de cinq ans et de 100 permis par bloc pour les blocs de 10 ans. Une limite de 10 permis par an a été utilisée ici, plutôt que la limite supérieure du PBP, ce qui permet d'obtenir des résultats reflétant plus étroitement les niveaux d'attribution de permis actuels et potentiels dans un avenir proche. Ces simulations de modèle ont été comparées aux deux scénarios de base. Nous avons évalué les scénarios avec concentration des captures en début et en fin de bloc (voir Doniol-Valcroze *et al.* 2014, Richard et Young 2015, Hammill *et al.* 2016), dans lesquels toutes les captures (c'est-à-dire 50 baleines dans les blocs de 5 ans, 100 baleines dans les blocs de 10 ans) ont eu lieu soit la première année, soit la dernière année de chaque bloc. Deux autres scénarios de report ont été modélisés. Le premier utilisait un processus de report de 100 % sans contrainte temporelle, c'est-à-dire que l'intégralité des permis non utilisés pouvait être reportée sur les années suivantes pendant toute la durée du bloc, jusqu'à ce que le bloc prenne fin (après 5 ou 10 ans) et que l'attribution totale des permis soit remise à zéro. Il s'agit d'une évaluation prudente, car elle ne limite pas les reports autorisés à un nombre minimum par an, ni le nombre d'années pendant lesquelles les permis peuvent être reportés. Elle est également peu réaliste, dans une certaine mesure, car les captures ont été fixées à un nombre aléatoire entre zéro et le nombre total de permis disponibles chaque année; par conséquent, elle favorise des captures excessivement élevées vers la fin des blocs de capture. Le deuxième scénario envisageait un niveau de report de 50 % (c'est-à-dire, un maximum de 5 reports) qui était en outre limité à un report d'une seule année (soit des captures comprises entre 0 et 15 par an au maximum).

Les modèles ont utilisé une taille de la population initiale ( $N_0$ ) de 10 000 baleines et ont examiné les quatre mêmes valeurs de capacité de charge ( $K = 12\ 500; 15\ 000; 17\ 500; 20\ 000$ ) que les simulations initiales sur 100 ans. D'autres paramètres du modèle ont également été définis selon les simulations initiales (c'est-à-dire, pas de correction pour tenir compte des touchers/pertes, paramètre de modelage = 2,39,  $r_{\max} = 0,04$ ; mais voir les résultats concernant les analyses de sensibilité). Les modèles avec dispositions de report ont été exécutés pour 1 000 simulations et comparés aux deux trajectoires du scénario de référence et abondances consécutives, à savoir aucune capture et une capture constante de 10 baleines par an.

## **SENSIBILITÉ DU MODÈLE AUX CHOIX DES PARAMÈTRES**

Les scénarios du modèle ont utilisé une fourchette d'estimations de  $N_0$  (taille de la population de départ) et de  $K$  (capacité de charge). Ces valeurs ont été établies d'après les estimations disponibles de la taille actuelle de la population (Doniol-Valcroze *et al.* 2020, Frasier *et al.* 2020) et les modèles historiques d'exploitation (par exemple, Allen et Keay 2006, Witting 2011, Higdon et Ferguson 2016), et l'utilisation d'une fourchette de valeurs possibles apporte des renseignements sur l'incertitude des scénarios. Les résultats de la simulation sont également sensibles au choix des valeurs des paramètres pour  $r_{\max}$  (taux de croissance intrinsèque) et  $z$  (paramètre de modelage qui fixe le RMD). Les valeurs utilisées pour la modélisation des scénarios étaient des choix par défaut, avec  $r_{\max} = 0,04$  (valeur par défaut pour les grands

---

cétacés dans la formulation du PBP, Wade 1998), et  $z = 2,39$  (RMD = 60 % de K, comme on le suppose généralement pour les grandes baleines, Baker et Clapham 2004). Pour évaluer la sensibilité du modèle à d'autres valeurs de paramètres, nous avons exécuté certains modèles (à la fois sur 100 et 40 ans) avec  $r_{\max} = 0,03$  et  $z = 1$  (courbe de productivité symétrique dans laquelle le RMD est égal à 50 % de K, soit une reconstitution « plus lente », ce qui correspond également à l'approche utilisée pour le PBP, Wade 1998).

## RÉSULTATS

### MODÉLISATION PRÉLIMINAIRE SUR 100 ANS

Les modèles déterministes initiaux ont étudié les trajectoires des populations sur 100 ans pour différentes combinaisons de la taille de la population de départ ( $N_0$ ), de la capacité de charge (K; c'est-à-dire la taille de la population avant l'exploitation) et des niveaux de prise. Ces modèles comprenaient des combinaisons de  $N_0 = 5\ 000$ ,  $7\ 500$ ,  $10\ 000$  et  $12\ 500$  baleines;  $K = 12\ 500$ ,  $15\ 000$ ,  $17\ 500$  et  $20\ 000$  animaux, et des captures de 0 ou 52 baleines par an (c'est-à-dire pas de capture contre des captures au niveau de PBP).

En l'absence de capture, toutes les simulations de population sont entièrement reconstituées (définies à nos fins comme étant > 90 % de K) à la fin de la période de 100 ans (Figure 2, graphiques de gauche). Les populations sont reconstituées (définies ici comme étant égales à 70 % de K, c'est-à-dire le point de référence cible dans le cadre de l'approche de précaution, Stenson *et al.* 2012) d'ici l'année 32 pour tous les scénarios avec  $N_0 = 5\ 000$ , et entièrement reconstituées (définies ici comme étant égales à 90 % de K) à l'année 48. Les populations sont reconstituées (c'est-à-dire 70 % de K) à l'année 21 pour tous les scénarios avec  $N_0 = 7\ 500$ , et entièrement reconstituées (c'est-à-dire 90 % de K) à l'année 37. Les scénarios avec des populations initiales plus élevées (c'est-à-dire  $N_0 = 10\ 000$  ou  $12\ 500$ ) se reconstituent plus rapidement (et certains scénarios, par exemple  $N_0 = 10\ 000$ ,  $K = 12\ 500$ , démarrent à plus de 70 % de K). Lorsque les simulations sont effectuées avec un prélèvement annuel de 52 baleines (c'est-à-dire, le niveau actuel de PBP), la reconstitution est ralentie dans une certaine mesure (et varie selon le scénario), mais toutes les populations sont encore entièrement reconstituées ( $N_{100} > 90\%$  de K) à la fin de la simulation (Figure 2, graphiques de droite).

Les différences dans les trajectoires des populations entre les scénarios d'absence de capture et les scénarios de capture au niveau du PBP sont les plus prononcées lorsque la taille de la population initiale est plus faible, comme prévu (c'est-à-dire  $N_0 = 5\ 000$  ou  $7\ 500$  par rapport à  $10\ 000$  ou  $12\ 500$ ) [Figure 3]. Les différences les plus importantes dans les résultats des simulations apparaissent vers 20–40 ans dans les simulations sur 100 ans (Figure 3) pour la plupart des scénarios. Les différences (mesurées par le changement de la taille de la population par rapport à K) montrent également que la période d'environ 20–40 ans dans les simulations est la plus sensible à la capture aux niveaux du PBP pour la plupart des scénarios, en particulier pour  $N_0 = 7\ 500$  ou  $10\ 000$  (Figure 4).

Dans l'ensemble, les résultats de ce modèle indiquent qu'un nombre de captures relativement élevé (52 baleines/an, bien plus élevé que le nombre de captures récentes, de 1 à 3 baleines par an; Tableau 1) n'a pas d'incidence significative sur la croissance de la population de baleines boréales de l'EC-OG à long terme (Tableau 2), comme on pouvait s'y attendre compte tenu de la nature prudente du calcul du PBP, qui suppose  $z = 1$  et entraîne donc une croissance beaucoup plus lente à des fractions de K allant jusqu'à 60–70 % (Wade 1998) [et le fait que le PBP a été calculé à l'aide des résultats du relevé aérien de 2013, qui sont également prudents en raison d'une couverture incomplète]. Les prélèvements beaucoup plus faibles aux

niveaux de prise actuels ne devraient donc pas avoir d'effet majeur sur la croissance et la reconstitution de la population avec un scénario de quota souple. Toutefois, une modélisation supplémentaire a été réalisée pour étudier plus en détail cette question sur des périodes plus courtes de 40 ans afin de tenir compte de la période des trajectoires présentant la plus grande différence en termes de croissance de la population (Tableau 2).

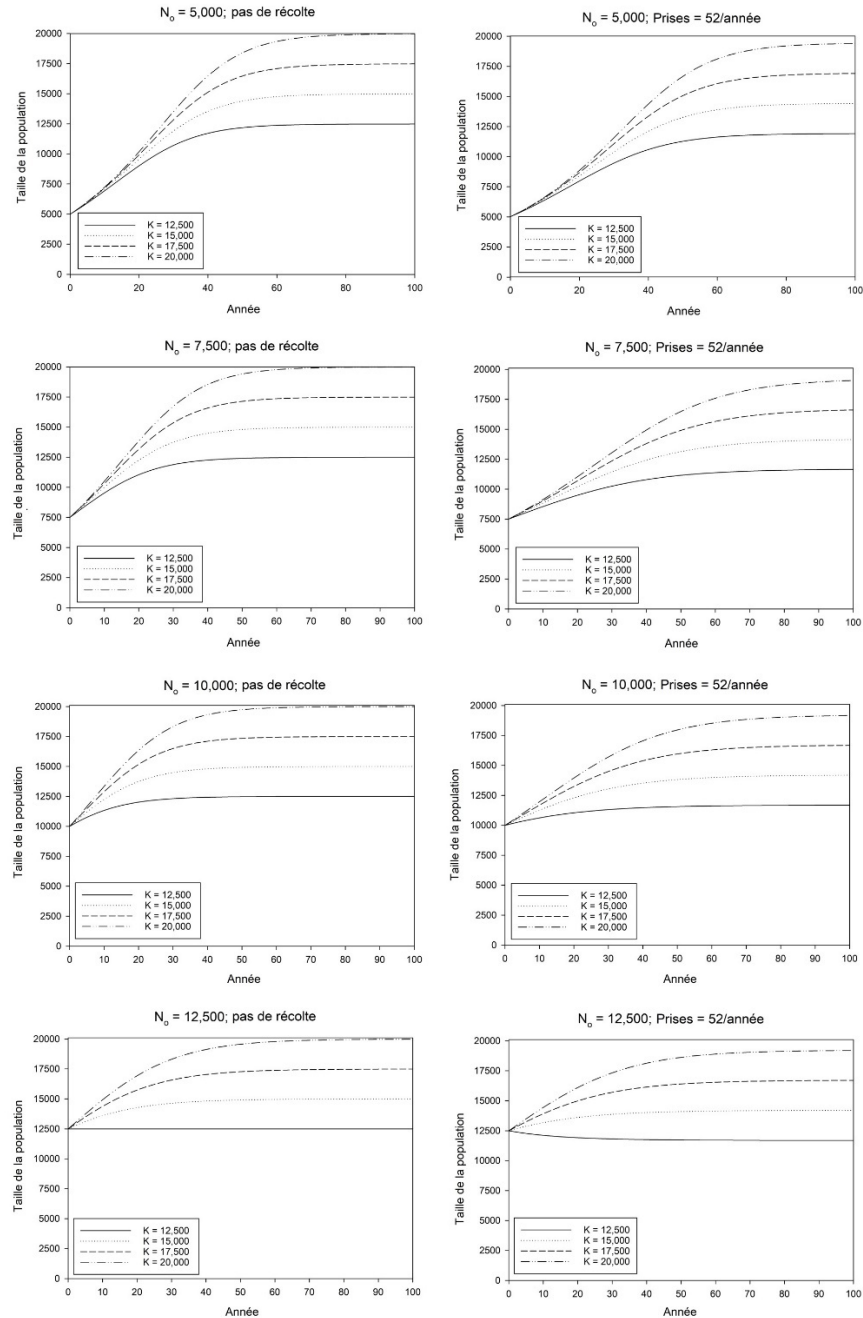


Figure 2. Résultats des simulations sur 100 ans d'un modèle de croissance logistique de Pella-Tomlinson pour les baleines boréales de l'Est du Canada et de l'Ouest du Groenland sans récoltes (panneaux de gauche) et avec des récoltes annuelles égales au prélèvement biologique potentiel (PBP,  $n = 52$  baleines) (panneaux de droite), pour différentes tailles initiales de la population ( $N_0$ ) et capacités de charge ( $K$ ).

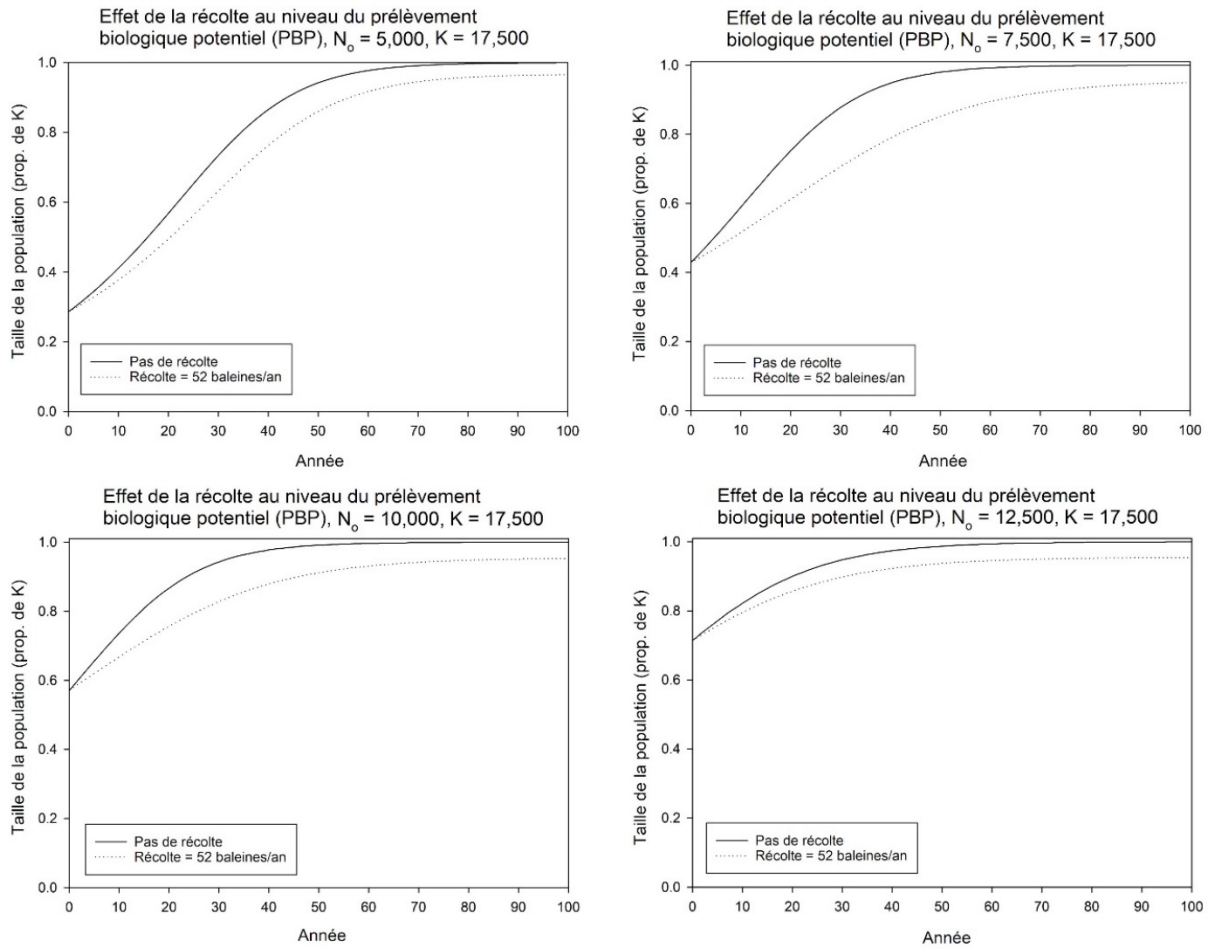


Figure 3. Effets des récoltes de baleines boréales de l'Est du Canada et de l'Ouest du Groenland aux niveaux de PBP (52 baleines/an) pour différentes tailles initiales de population ( $N_0$ ) et en supposant que  $K = 17\,500$  (à des fins d'illustration, voir également le Tableau 2).

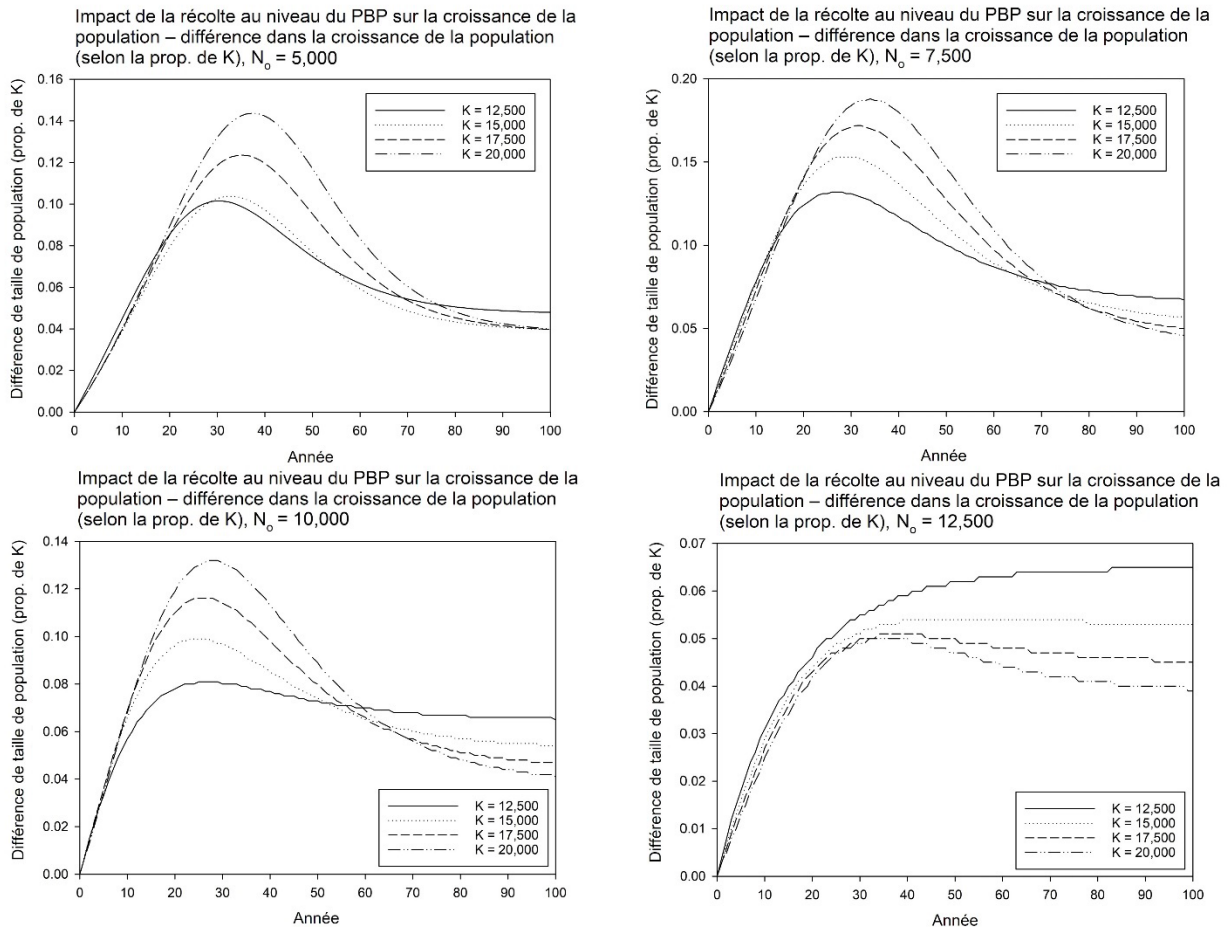


Figure 4. Effet des récoltes aux niveaux de PBP (52 baleines/an) sur la croissance de la population de baleines boréales sur 100 ans, pour quatre tailles initiales de population ( $N_0$ ) et quatre capacités de charge ( $K$ ) différentes. Les graphiques montrent les différences entre les tailles des populations (mesurées en proportion de  $K$ ) au fil du temps avec des récoltes de 52 baleines par année (niveau du PBP) par rapport à des scénarios sans récoltes. Pour toutes les populations, sauf celle qui avait la plus grande taille initiale ( $N_0 = 12\,500$ ), les effets les plus importants sur le rétablissement de la population (c.-à-d. les changements de la proportion de  $K$  atteinte) se produisent tôt (environ entre 20 et 40 ans) dans les scénarios sur 100 ans. Par conséquent, la modélisation supplémentaire des scénarios de report a envisagé un scénario plus court (40 ans).



Tableau 2. Reconstitution de la population (exprimée en proportion de la capacité de charge K) après 100 ans pour des modèles logistiques déterministes de croissance sans capture et avec des captures annuelles aux niveaux de prélèvement biologique potentiel (PBP,  $n = 52$  baleines), pour une fourchette d'estimations de la taille actuelle de la population ( $N_0$ ) et de la capacité de charge (K). Sont également indiquées les années présentant la plus grande différence entre l'absence de capture et les PBP au cours de la trajectoire de 100 ans, ainsi que la différence en pourcentage pour ces années. Tous les modèles utilisaient les valeurs  $r_{max} = 0,04$  et  $z = 2,39$ .

N <sub>0</sub>	K	Prop. K à N <sub>0</sub>	Taille de la population à l'année 100 (prop. K)		Années présentant la plus grande différence	Différence en pourcentage
			Aucune récolte	52/an		
5 000	12 500	0,400	1,000	0,952	30–31	10,2 %
	15 000	0,333	1,000	0,960	33	10,4 %
	17 500	0,286	1,000	0,966	35	12,4 %
	20 2000	0,250	0,999	0,969	36	14,3 %
7 500	12 500	0,600	1,000	0,933	26–28	13,2 %
	15 000	0,500	1,000	0,943	27–31	15,3 %
	17 500	0,429	1,000	0,950	31–32	17,2 %
	20 000	0,375	1,000	0,954	34	18,8 %
10 000	12 500	0,800	1,000	0,935	25–29	8,1 %
	15 000	0,667	1,000	0,946	23–27	9,9 %
	17 500	0,571	1,000	0,953	24–28	11,6 %
	20 000	0,500	1,000	0,958	27–29	13,2 %
12 500	12 500	1,000	1,000	0,935	83–100	6,5 %
	15 000	0,833	1,000	0,947	39–77	5,4 %
	17 500	0,714	1,000	0,954	34–43	5,1 %
	20 000	0,625	0,999	0,960	32–40	5,0 %

## MODÉLISATION DES RÉPERCUSSIONS À COURT TERME (40 ANS) DU REPORT

Les modèles utilisés pour évaluer les effets du report des permis ont été exécutés sur une période de 40 ans, d'après les résultats des modèles préliminaires mentionnés ci-dessus. Le même modèle logistique de la population de Pella-Tomlinson a été utilisé et les paramètres étaient semblables à ceux des modèles sur 100 ans. Toutes les évaluations ont été effectuées d'après la valeur  $N_0 = 10\ 000$ . Les modèles comportant des dispositions de report ( $n = 1\ 000$  simulations) ont été comparés à des modèles (analyses uniques) avec des captures de zéro ou 10 baleines boréales par an, ainsi qu'à des modèles de concentration des captures en début et en fin de bloc (où tous les permis sont délivrés au cours de la première ou de la dernière année du bloc d'attribution).

Les simulations ont montré que même des dispositions extrêmes de report permettant de capturer un nombre excessivement élevé de baleines ( $> 50$  baleines/an vers la fin d'un bloc de permis de 10 ans) n'ont pas d'incidence sensible sur la croissance de la population de baleines boréales de l'EC-OG (Tableaux 3, 4). Les modèles utilisant un bloc de captures de 10 ans (Tableau 4) obtiennent des trajectoires de populations plus variables que ceux utilisant des blocs de 5 ans (Tableau 3), en raison de l'augmentation des permis disponibles au fur et à mesure de l'évolution du bloc et des prélèvements plus chaotiques (prélèvements aléatoires de zéro jusqu'à l'attribution de permis disponible). Les dispositions de report aboutissent pratiquement aux mêmes niveaux de reconstitution de la population que des captures

---

constantes de 10 baleines par an (Tableaux 3 et 4). Dans ce scénario, il n'y a pas de différence entre un bloc d'attribution de 5 ans et un bloc d'attribution de 10 ans, ce qui est normal étant donné la limite de report d'un an. Il convient de noter que ce scénario « de base » de 10 baleines par an est en soi élevé par rapport aux niveaux de capture actuels et prévus dans un avenir proche. Les concentrations de captures en début et en fin de bloc entraînent des variations annuelles bien plus chaotiques dans les trajectoires de croissance de la population (Figure 5), mais, dans tous les scénarios, la reconstitution de la population est semblable à la fin du scénario sur 40 ans. Quel que soit l'extrême pris en compte, les modèles de report n'ont pas obtenu de trajectoires de croissance de la population qui varient significativement par rapport à un modèle sans capture. Ce résultat est prévisible, étant donné l'absence d'effet significatif à long terme des captures annuelles aux niveaux de PBP ( $n = 52$ ), comme l'ont montré les simulations précédentes du modèle.

Tableau 3. Taille des populations à  $N_{40}$ , comparant différents scénarios de base avec report illimité (pas de remise à zéro annuelle, intégralité des permis inutilisés à reporter au sein du bloc) et report limité à 5 baleines par an, avec une remise à zéro annuelle (c'est-à-dire 15 baleines maximum capturées au cours d'une année donnée), pour des blocs d'attribution de cinq ans (voir également la Figure 5). Toutes les simulations ont utilisé 10 000 baleines comme taille initiale de la population ( $N_0$ ), avec  $r_{max} = 0,04$  et  $z = 2,39$ .

K	Taille finale de la population à $N_{40}$ , avec une fourchette pour les évaluations de report (n = 1 000 simulations)					
	Aucune récolte	10 baleines/an	En début de bloc	En fin de bloc	Report illimité	Report limité (5/an)
12 500	12 432	12 321	12 340	12 300	12 335 (12 302–12 367)	12 355 (12 324–12 375)
15 000	14 807	14 687	14 705	14 667	14 701 (14 677–14 729)	14 725 (14 699–14 749)
17 500	17 109	16 977	16 994	16 958	16 996 (16 961–17 035)	17 018 (16 985–17 042)
20 000	19 325	19 178	19 193	19 160	19 195 (19 168–19 230)	19 227 (19 202–19 253)

Tableau 4. Taille des populations à  $N_{40}$ , comparant différents scénarios de base avec report illimité (pas de remise à zéro annuelle, intégralité des permis inutilisés à reporter au sein du bloc) et report limité à 5 baleines par an, avec une remise à zéro annuelle (c'est-à-dire 15 baleines maximum capturées au cours d'une année donnée), pour des blocs d'attribution de 10 ans. Toutes les simulations ont utilisé 10 000 baleines comme taille initiale de la population ( $N_0$ ), avec  $r_{max} = 0,04$  et  $z = 2,39$ .

K	Taille finale de la population à $N_{40}$ , avec une fourchette pour les évaluations de report (n = 1 000 simulations)					
	Aucune récolte	10 baleines/an	En début de bloc	En fin de bloc	Report illimité	Report limité (5/an)
12 500	12 432	12 321	12 340	12 300	12 222 (12 159–12 321)	12 355 (12 323–12 377)
15 000	14 807	14 687	14 705	14 667	14 586 (14 534–14 649)	14 724 (14 695–14 745)
17 500	17 109	16 977	16 994	16 958	16 871 (16 818–16 931)	17 017 (16 999–17 045)
20 000	19 325	19 178	19 193	19 160	19 058 (19 008–19 129)	19 224 (19 197–19 246)

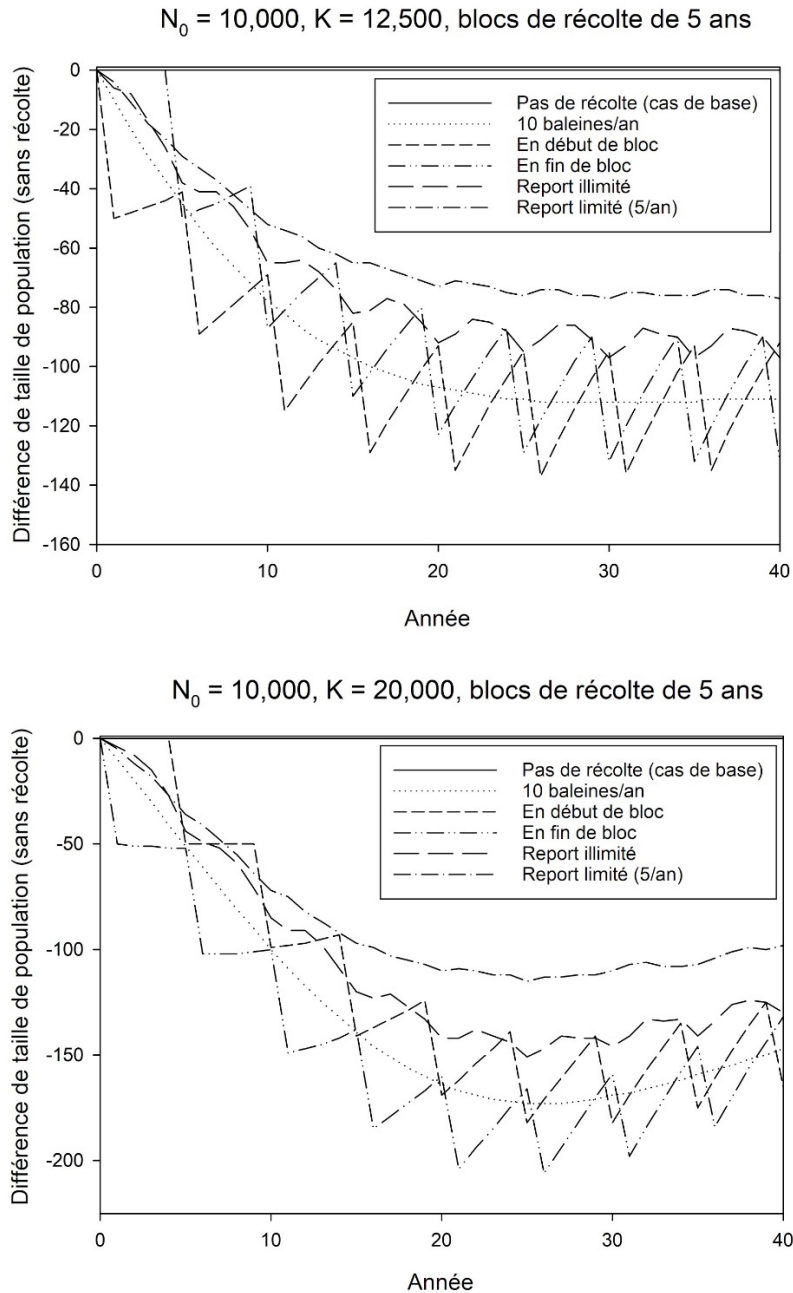


Figure 5. Comparaisons des changements dans la croissance de la population pour deux exemples de scénarios avec des allocations de récolte différentes et des blocs d'allocation de 5 ans (voir le Tableau 3). Panneau supérieur :  $N_0 = 10\ 000$ ,  $K = 12\ 500$ ; panneau inférieur :  $N_0 = 10\ 000$ ,  $K = 20\ 000$ . Les graphiques montrent les changements dans la taille absolue de la population par rapport à un scénario sans récolte (ligne continue à 0). Les récoltes en début de bloc et en fin de bloc conduisent à des trajectoires de populations plus chaotiques par rapport à d'autres scénarios. Aucun des scénarios n'entraîne de baisse significative de l'abondance par rapport au cas de base sans récolte (voir le Tableau 3). Deux scénarios sont présentés à des fins d'illustration, et d'autres scénarios (valeurs de  $K$  différentes, blocs de 10 ans au lieu de 5 ans, etc.) sont similaires (Tableaux 3 et 4). Tous les scénarios ont utilisé  $r_{max} = 0,04$  et  $z = 2,39$ .

---

## SENSIBILITÉ DU MODÈLE AUX CHOIX DES PARAMÈTRES

Les résultats modélisés présentés (simulations sur 100 ans et 40 ans) permettent d'affirmer que les dispositions de report modestes pour les permis de pêche à la baleine boréale sont viables pour les valeurs des paramètres utilisées. Les résultats du modèle dépendent toutefois fortement des valeurs de ces paramètres. Les valeurs des paramètres pour  $N_0$  et  $K$  ont été déterminées à partir des renseignements disponibles sur l'abondance actuelle (Doniol-Valcroze *et al.* 2020, Frasier *et al.* 2020) et des modèles d'abondance historique (par exemple, Allen et Keay 2006, Witting 2011, Higdon et Ferguson 2016), et les fourchettes de valeurs utilisées permettent de tenir compte de l'incertitude. Toutefois, les résultats sont également sensibles au choix d'autres valeurs de paramètres, en particulier  $r_{\max}$  et  $z$ . Nous avons étudié la sensibilité des valeurs des paramètres par défaut ( $r_{\max} = 0,04$ ;  $z = 2,39$ ) en réexécutant certains modèles avec d'autres valeurs. Plus précisément, nous avons utilisé des valeurs plus faibles pour les deux paramètres, avec  $r_{\max} = 0,03$  (c.-à-d. réduction du potentiel reproductif) et  $z = 1,0$  (RMD à 50 % de  $K$ ), pour évaluer les scénarios théoriques dans lesquels les baleines boréales de l'EC-OG présenteraient une réaction plus lente à la réduction de la population.

La Figure 6 montre des trajectoires de populations sur 100 ans comparant  $r_{\max} = 0,3$  et  $0,04$  et  $z = 1,0$  et  $2,39$ , pour  $N_0 = 10\ 000$  et  $K = 15\ 000$ , dans des scénarios d'absence de capture et des scénarios de capture au niveau de PBP. Ces scénarios sont présentés à titre d'illustration, mais les schémas sont nettement semblables pour d'autres combinaisons de  $N_0$  et de  $K$ . En l'absence de capture, tous les scénarios sont entièrement reconstitués (c'est-à-dire > 90 % de  $K$ ) à la fin des 100 années d'exécution du modèle, même lorsque les valeurs  $r_{\max}$  et  $z$  sont toutes deux réduites. Lorsque la limite totale du PBP (52 baleines) est supprimée chaque année, les modèles avec des valeurs  $r_{\max}$  et  $z$  plus faibles montrent toujours une croissance positive de la population, en dépit d'une reconstitution légèrement réduite (environ 84 % de  $K$  à  $N_{100}$ , contre environ 96 % de  $K$  à  $N_{100}$  lorsque  $r_{\max} = 0,04$  et  $z = 2,39$ ). Les résultats des modèles d'évaluation du report de 40 ans avec une reproduction et une réponse de la population plus lentes étaient également généralement semblables aux modèles de base. Même les modèles les plus prudents, avec  $N_0 = 5\ 000$ , ont montré une croissance positive de la population dans des scénarios de report réalistes. Par exemple, un modèle avec un report de 50 % au sein d'un bloc de 10 ans (soit, 100 permis au total, 50 % de report, 15 baleines maximum capturées par an) permet toujours à la population de passer de 5 000 à  $N_0$  à plus de 9 000 à  $N_{40}$  (moyenne = 9 088, fourchette 9 036–9 126,  $n = 1\ 000$  simulations du modèle) avec  $K = 15\ 000$ ,  $r_{\max} = 0,03$  et  $z = 1,0$ .

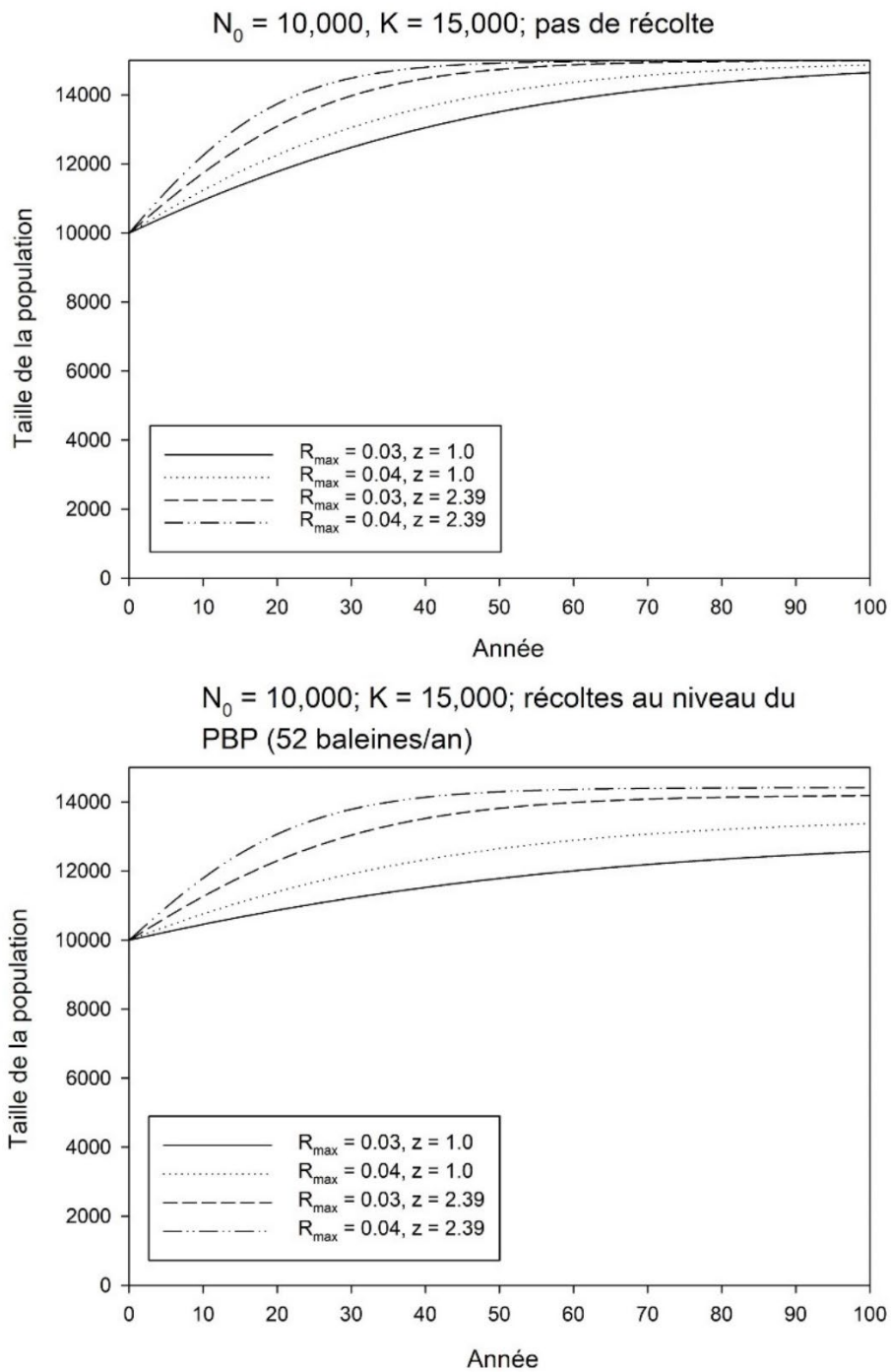


Figure 6. Effets d'autres valeurs de paramètres pour  $r_{max}$  et  $z$  sur les trajectoires de population sur 100 ans. Les graphiques montrent les trajectoires de population pour  $N_0 = 10\ 000$  et  $K = 15\ 000$  avec  $r_{max} = 0,3$  et  $0,04$  et  $z = 1,0$  et  $2,39$ , pour aucune récolte (en haut) et une récolte au niveau du PBP (52 baleines par année).

---

## DISCUSSION

La durabilité des attributions souples de permis pour la récolte de subsistance de baleines boréales de l'EC-OG a été examinée à l'aide d'un modèle logistique de croissance de la population de Pella-Tomlinson. L'approche utilisée dans cette évaluation est nettement semblable à celle utilisée dans d'autres évaluations du MPO sur les dispositions de report (Doniol-Valcroze *et al.* 2014, Richard et Young 2015, Hammill *et al.* 2016). Pour refléter l'incertitude de nos connaissances sur l'état de la population, une fourchette de tailles initiales de la population ( $N_0$ ) et de valeurs de capacité de charge ( $K$ ) a été utilisée dans les simulations de modèle comme solution de rechange à la tentative d'adapter un modèle à des données sur l'abondance et à des renseignements sur le cycle de vie incertains. Pour la plupart des modèles, les valeurs des paramètres pour  $r_{\max}$  et  $z$  correspondaient à celles utilisées dans les évaluations précédentes de la croissance de la population de baleines boréales de l'EC-OG (Higdon et Ferguson 2016, Ferguson *et al.* 2021).

Tous les scénarios du modèle indiquent que les attributions de capture et les dispositions de report pour les permis de pêche à la baleine boréale évalués seront viables dans le cadre du modèle et des hypothèses de valeur des paramètres utilisés ici. En particulier, en réponse aux deux questions proposées par la Gestion des ressources du MPO :

### **A) LE REPORT DES TOUCHERS NON EFFECTUÉS (OU D'UNE PARTIE DE CEUX-CI) À L'ANNÉE (OU AUX ANNÉES) SUIVANTE(S) EST-IL VIABLE?**

Oui, les modèles de report montrent qu'il y a peu d'effet sur les trajectoires et la taille finale des populations de baleines boréales de l'EC-OG dans le cadre de ces scénarios, même avec des scénarios de report excessivement permissifs qui autorisent le report de tous les permis sur l'ensemble d'un bloc de capture. Dans les scénarios de report évalués, la population modélisée de baleines boréales a continué à augmenter jusqu'à atteindre la capacité de charge ( $K$ ). Les modèles qui limitent les reports à 50 % de l'attribution modélisée de 10 baleines par an, et pour une seule année, ne sont pas différents des modèles prudents de captures constantes. En outre, tous les modèles ont utilisé une limite de capture élevée par rapport aux niveaux de prélèvement récents (10 baleines par an au lieu de la capture habituelle de 3–4 ou moins ces dernières années), ce qui renforce la confiance envers les évaluations de ces modèles.

### **B) QUELS SONT LES RISQUES PROBABILISTES ASSOCIÉS À L'INTERVALLE DE TEMPS À L'INTÉRIEUR DUQUEL LES TOUCHERS NON EFFECTUÉS POURRAIENT ÊTRE REPORTÉS AVANT QUE LE COMPTE DES TOUCHERS ACCUMULÉS SOIT REMIS À 0?**

Les modèles ont examiné des blocs d'attribution de 5 et 10 ans pour les captures. Les touchers n'ont pas été spécifiquement modélisés; nous avons supposé que tous les touchers donnaient lieu à des débarquements. Les différences entre les blocs de 5 et 10 ans varient en fonction du scénario utilisé. Dans un scénario prudent où les permis inutilisés (jusqu'à la moitié de l'attribution annuelle) pourraient être reportés pour une année seulement, il n'y avait pas de différence entre un bloc de 5 ans et un bloc de 10 ans. Cette situation est toutefois prévisible, compte tenu de la limite prudente d'un an pour les reports. Dans le cadre d'un scénario plus permissif, les blocs d'attribution de 10 ans ont abouti à une taille de la population légèrement inférieure après 40 ans par rapport aux blocs d'attribution de 5 ans, mais les différences étaient négligeables (environ 1 % de  $K$ , et < 3,5 % de l'estimation de la population actuelle [2013] tirée du dernier relevé aérien) [et comme indiqué précédemment, il s'agit d'un modèle d'attribution extrêmement permissif qui autorise des captures excessivement élevées]. Si la structure du modèle n'a pas permis de procéder à une évaluation probabiliste du risque, les résultats du

---

scénario indiquent qu'il y a peu de risques de gestion en ce qui concerne la croissance attendue de la population à l'aide des paramètres choisis avec un bloc d'attribution de 5 ans ou de 10 ans, à des niveaux de capture raisonnables.

D'autres scénarios pourraient être examinés, par exemple l'autorisation de report pour un nombre d'années supérieur à un mais inférieur à la durée du bloc d'attribution, ou pour des niveaux d'attribution inférieurs (ou supérieurs). Toutefois, compte tenu des résultats des simulations sur 100 ans avec des prélèvements aux niveaux de PBP (52 baleines/an) et des simulations sur 40 ans avec des dispositions de report très permissives et des attributions prudentes, tout scénario qui reflète avec précision les demandes actuelles et probables de permis de pêche à la baleine boréale peut fonctionner dans le cadre d'un scénario d'attribution souple en attendant d'obtenir des renseignements de meilleure qualité sur l'état de la population de baleines boréales et sur leur cycle de vie.

## MISES EN GARDE ET INCERTITUDES

Les résultats déterministes et les recommandations présentés ici dépendent du modèle et des hypothèses de paramètres utilisées. Les hypothèses utilisées dans les modèles primaires (p. ex.  $r_{\max} = 0,04$ ,  $z = 2,39$ ) sont raisonnables compte tenu de la compréhension actuelle de la dynamique de la population de baleines boréales, mais pourraient être mises à jour en fonction de nouvelles données (p. ex. données sur le cycle de vie des baleines boréales de l'EC-OG, C. Matthews, MPO, communication personnelle). En outre, les modèles sur 100 ans avec des captures au niveau de PBP étaient nettement similaires, avec une réduction du taux de croissance de la population ( $r_{\max} = 0,03$ ) ou avec d'autres paramètres de modelage. En outre, les modèles sur 40 ans avec des valeurs de paramètres extrêmement prudentes ( $N_0 = 5\ 000$ ,  $r_{\max} = 0,03$ ,  $z = 1$ ) sont encore en faveur d'une croissance de la population dans les scénarios de report. Ces analyses de sensibilité laissent entendre que l'incertitude existante peut être gérée de manière adéquate tant que les attributions de permis ne sont pas excessives.

Toutefois, la confiance dans les scénarios du modèle dépend de la précision des valeurs des paramètres qui reflètent l'état de la population de baleines boréales et leur cycle de vie. Comme la plupart des mammifères marins de l'Arctique, la population de baleines boréales de l'EC-OG peut être soumise à un stress environnemental considérable associé aux changements climatiques, ce qui peut entraîner une augmentation de la mortalité naturelle (par exemple, augmentation de la prédation par les épaulards [*Orcinus orca*], augmentation de la prévalence des maladies) et anthropique non liée aux captures (par exemple, augmentation des collisions avec les navires, augmentation des perturbations sonores dans l'océan), une diminution de la reproduction (par exemple, pénurie de nourriture) et une réduction de la capacité de charge (par exemple, diminution de l'aire de répartition). L'incidence des changements climatiques et des activités anthropiques sur les baleines boréales n'est pas bien comprise (ampleur ou orientation). Les changements climatiques dans les schémas de circulation océanique ont modifié l'utilisation de l'habitat de la baleine noire de l'Atlantique Nord (*Eubalaena glacialis*), qui y est étroitement liée, et ont donné lieu à une diminution de l'efficacité de reproduction et à une plus grande exposition à la mortalité anthropique due aux collisions avec les navires et à l'enchevêtrement dans les engins de pêche (Meyer-Gutbrod *et al.* 2021). En revanche, les baleines boréales jeunes adultes de la population des mers de B-T-B ont montré des tendances à l'augmentation de l'état corporel avec le réchauffement des températures océaniques et la modification de l'état des glaces, ce qui a été associé à l'augmentation de la durée de la saison des eaux libres et à des changements dans la remontée d'eau froide potentielle due à la tension du vent, ce qui pourrait donner lieu à une augmentation de la production primaire (George *et al.* 2015, Harwood *et al.* 2015). Les modèles stochastiques pourraient concentrer une partie de



---

l'incertitude, mais une meilleure compréhension des effets des changements climatiques est nécessaire.

Le modèle de croissance logistique utilisé ici est structuré de telle sorte que la population ne peut augmenter que si les prélèvements ne sont pas excessifs (c.-à-d. Prélèvements > recrutement), et la stochasticité n'a pas été explicitement incluse en raison des incertitudes susmentionnées. Compte tenu de ce fait, nous nous sommes concentrés sur les différences entre les valeurs finales des différentes trajectoires des scénarios plutôt que sur les trajectoires de croissance elles-mêmes. Les comparaisons de scénarios mettent l'accent sur ces différences minimales mais, comme indiqué, elles dépendent des hypothèses (c'est-à-dire des valeurs des paramètres) utilisées. Au fur et à mesure que des renseignements de meilleure qualité (par exemple, estimation actualisée de l'abondance, paramètres du cycle de vie, incidences de la prédation par les épaulards ou de la mortalité liée au transport maritime, capacité de charge environnementale) seront disponibles pour permettre un examen éclairé des relations démographiques et environnementales, des modèles plus complexes pourraient être utilisés (par exemple, des modèles de dynamique de population structurés par âge et par sexe avec retard de sélection qui modélisent la prédation (Witting 2013) ou des ensembles multi-modèles). Witting (2013) a élaboré des modèles complets pour la population de baleines boréales des mers de B-T-B, mais les renseignements concernant des modèles similaires de la population de l'EC-OG étaient insuffisants.

Malgré ces incertitudes, la reconstitution remarquable de la population de baleines boréales de l'EC-OG, qui est passée de la quasi-extinction à l'abondance actuelle, combinée aux défis logistiques (Williams *et al.* 2015) pour les chasseurs de subsistance locaux concernant la gestion d'une attribution plus importante, permet d'affirmer que les organisations de cogestion peuvent élaborer des dispositions de report de permis à court terme. Notre compréhension de l'abondance, des tendances et des taux de population des baleines boréales, ainsi que de l'incidence des changements climatiques reste limitée, et des efforts de recherche sont donc nécessaires pour obtenir les données nécessaires à la validation et à la mise à jour du modèle. La limite supérieure des limites de permis annuels (ou autres) potentiels est restreinte par les estimations de la viabilité, tandis que la limite inférieure (et plus réaliste) sera fixée par les besoins culturels et en matière de subsistance, associés à la logistique relative à la capture et à l'exploitation des grands cétacés. Nous avons évalué ici un bloc de 10 ans pour le report des prises inutilisées, mais il pourrait être trop long pour assurer la souplesse de la gestion face aux changements environnementaux et à l'établissement de renseignements supplémentaires sur l'état de la population de baleine boréale. Bien qu'il soit nécessaire de préciser les détails de la disposition de report, un bloc de 5 ans permettra de maintenir la souplesse du processus et de s'adapter de façon plus harmonieuse aux systèmes utilisés dans d'autres territoires de compétence (blocs de 6 ans de la CBI en Alaska et au Groenland) et au cycle de gestion quinquennal du Plan de gestion intégrée des pêches du Canada. Les scénarios modélisés utilisés ici présument également que les captures dans l'ouest du Groenland n'augmentent pas sensiblement au fil du temps et une coopération internationale étroite est requise pour gérer les baleines boréales (Ferguson *et al.* 2021). Les organismes de gestion devront préciser les détails d'un système de report, et bien que les résultats de ce modèle permettent d'affirmer que des dispositions raisonnables de report n'auront pas d'effets négatifs sur la croissance de la population de baleines boréales dans le cadre des hypothèses utilisées, il conviendra de tenir compte d'autres éléments importants (par exemple, la logistique de la capture et de l'exploitation, la disponibilité de l'équipement de pêche à la baleine, le niveau d'intérêt de la collectivité pour l'organisation de séances de pêche).

---

## RÉFÉRENCES CITÉES

- Allen, R.C., and Keay, I. 2006. Bowhead whales in the eastern Arctic, 1611–1911: Population reconstruction with historical whaling records. *Environ. Hist.* 12: 89–113.
- Baird, A.B., and Bickham, J.W. 2020. The stocks of bowheads. *In* The Bowhead Whale *Balaena mysticetus*: Biology and Human Interactions. Edited by J.C. George and J.G.M. Thewissen Academic Press, London, UK. pp. 19–29.
- Baker, C.S., and Clapham, P.J. 2004. Modelling the past and future of whales and whaling. *Trends Ecol. Evol.* 19(7): 365–371.
- COSEWIC (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada). 2009. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la baleine boréale au Canada – Mise à jour](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa, ON. vii + 49 p.
- Doniol-Valcroze, T., Gosselin, J.-F., Pike, D., Lawson, J., Asselin, N., Hedges, K., and Ferguson, S.H. 2015. [Abundance estimate of the Eastern Canada-West Greenland bowhead whale population based on the 2013 High Arctic Cetacean Survey](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/058.
- Doniol-Valcroze, T., Gosselin, J.-F. and Hammill, M.O. 2014. [Impacts of a flexible Total Allowable Take system on beluga conservation in the Nunavik Marine Region](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/004. v + 17 p.
- Doniol-Valcroze, T., Gosselin, J.-F., Pike, D.G., Lawson, J.W., Asselin, N.C., Hedges, K., and Ferguson, S.H. 2020. [Distribution and abundance of the Eastern Canada-West Greenland bowhead whale population based on the 2013 High Arctic Cetacean Survey](#). NAMMCO Scientific Publications 11.
- Ferguson, S.H., Higdon, J.W., Hall, P.A., Hansen, R.G., and Doniol-Valcroze, T. 2021. Developing a precautionary management approach for the Eastern Canada-West Greenland population of Bowhead Whales (*Balaena mysticetus*). *Front. Mar. Sci.* 8: 709989. doi: 10.3389/fmars.2021.709989
- Frasier, T.R., Petersen, S.D., Postma, L., Johnson, L., Heide-Jørgensen, M.P., and Ferguson, S.H. 2014. [Abundance estimates of the Eastern Canada-West Greenland bowhead whale \(\*Balaena mysticetus\*\) population based on genetic capture-mark-recapture analyses](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/008. iv + 21 p
- Frasier, T.R., Petersen, S.D., Postma, L., Johnson, L., Heide-Jørgensen, M.P., and Ferguson, S.H. 2020. Abundance estimation from genetic mark-recapture data when not all sites are sampled: An example with the bowhead whale. *Glob. Ecol. Conserv.* 22: e00903.
- George, J.C., Zeh, J., Suydam, R., and Clark, C. 2004. Abundance and population trend of western Arctic bowhead whales surveyed near Barrow, Alaska. *Mar. Mamm. Sci.* 20(4): 755–773.
- George, J.C., Druckenmiller, M.L., Laidre, K.L., Suydam, R., and Person, B. 2015. Bowhead whale body condition and links to summer sea ice and upwelling in the Beaufort Sea. *Prog. in Oceanogr.* 136: 250–262.
- Givens, G. H., Edmondson, S.L., George, J.C., Suydam, R., Charif, R.A., Rahaman, A., Hawthorne, D., Tudor, B., DeLong, R.A., and Clark, C.W. 2013. Estimate of 2011 abundance of the Bering-Chukchi-Beaufort Seas bowhead whale population. Unpubl. doc. submitted to Int. Whal. Comm. Scientific Committee (SC/65a/BRG1). 30 p.

- 
- Hammill, M.O., Young, R.A., and Mosnier, A. 2016. [Evaluating impacts of a flexible quota system on walrus harvesting](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/112. iv + 17 p.
- Harwood, L.A., Smith, T.G., George, J.C., Sandstrom, S.J., Walkusz, W., and Divoky, G.J. 2015. Change in the Beaufort Sea ecosystem: Diverging trends in body condition and/or production in five marine vertebrate species. *Prog. Oceanogr.* 136: 263–273.
- Higdon, J.W. 2010. Commercial and subsistence harvests of bowhead whales (*Balaena mysticetus*) in eastern Canada and West Greenland. *J. Cetacean Res. Manage.* 11: 185–216.
- Higdon, J.W., and Ferguson, S.H. 2016. [Historical abundance of Eastern Canada-West Greenland \(EC-WG\) bowhead whales \(\*Balaena mysticetus\*\) estimated using catch data in a deterministic discrete-time logistic population model](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/023. v + 26 p.
- IWC. 2021a. [Management and utilisation of large whales in Greenland](#) [online]. International Whaling Commission [online]. (accédé septembre 2021)
- IWC. 2021b. [Description of the USA Aboriginal Subsistence Hunt: Alaska](#) [online]. International Whaling Commission. (accédé septembre 2021)
- Meyer-Gutbrod, E.L., Greene, C.H., Davies, K.T.A. and Johns, D.G. 2021. Ocean regime shift is driving collapse of the North Atlantic right whale population. *Oceanogr.* 34(3): 22–31.
- Mitchell, E., and Reeves, R.R. 1981. Catch history and cumulative catch estimates of initial population size of cetaceans in the eastern Canadian Arctic. Report of the International Whaling Commission 31: 645–682 (SC/32/O16).
- Muto, M.M., Helker, V.T., Delean, B.J., Angliss, R.P., Boveng, P.L., Breiwick, J.M., Brost, B.M., Cameron, M.F., Clapham, P.J., Dahle, S.P., Dahlheim, M.E., Fadely, B.S., Ferguson, M.C., Fritz, L.W., Hobbs, R.C., Ivashchenko, Y.V., Kennedy, A.S., London, J.M., Mizroch, S.A., Ream, R.R., Richmond, E.L., Shelden, K.E.W., Sweeney, K.L., Towell, R.G., Wade, P.R., Waite, J.M., and Zerbini, A.N. 2020. Alaska Marine Mammal Stock Assessments, 2019. U.S. Department of Commerce, NOAA Technical Memorandum NMFS-AFSC-404. Alaska Fisheries Science Center, Seattle, WA, USA. 395 p.
- NWMB (Nunavut Wildlife Management Board). 2008. Re: Decision by the Nunavut Wildlife Management Board to approve an increase for 2008 of one additional bowhead whale to the existing 2008 total allowable harvest of one bowhead whale for the Nunavut Settlement Area. March 25, 2008 letter from NWMB to the Honourable Loyola Hearn, Minister of Fisheries and Oceans. Iqaluit, NU. 6 p.
- NWMB. 2009. Re: Decision by the Nunavut Wildlife Management Board concerning the level of total allowable harvest for the Eastern Canada - West Greenland bowhead whale population in the Nunavut Settlement Area. March 11, 2009 letter from NWMB to the Honourable Gail Shea, Minister of Fisheries and Oceans. Iqaluit, NU. 11 p.
- NWMB. 2012. Re: NWMB review of bowhead total allowable harvest (TAH). May 2, 2012 letter from NWMB to the Honourable Keith Ashfield, Minister of Fisheries and Oceans. Iqaluit, NU. 7 p.
- NWMB. 2015. Re: Revised Nunavut Wildlife Management Board decisions regarding the total allowable harvest of bowhead whales and an extension for a Nunavut Wildlife Management Board decision made during In-Camera Meeting 009-2014 (September, 2014). January 26, 2015 letter from NWMB to the Honourable Gail Shea, Minister of Fisheries and Oceans. Iqaluit, NU.

- 
- MPO. 2015. [Mise à jour des avis sur les estimations de l'abondance et les prélèvements pour la population de baleines boréales de l'est du Canada et de l'ouest du Groenland](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2015/052
- Petersen, S.D., Johnson, L., LeBlanc, B., Higdon, J.W., Yurkowski, D., Matthews, C., Postma, L., and Ferguson, S.H. 2014. [Preliminary investigation of genetic capture-mark-recapture to census bowhead whales \(\*Balaena mysticetus\*\) in Nunavut, Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/017. v + 9 p.
- Richard, P.R., and Young, R. 2015. [Evaluation of the sustainability of a flexible system of total allowable annual catches of narwhals \(\*Monodon monoceros\*\)](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/006. v + 13 p.
- Ross, W.G. 1974. Distribution, migration and depletion of bowhead whales in Hudson Bay, 1860 to 1915. *Arct. Alp. Res.* 6: 85–98.
- Ross, W.G. 1979. The annual catch of Greenland (bowhead) whales in waters north of Canada 1719-1915: a preliminary compilation. *Arctic* 32: 91–121.
- Schweder, T., Sadykova, D., Rugh, D., and Koski, W. 2009. Population estimates from aerial photographic surveys of naturally and variably marked bowhead whales. *J. Agric. Biol. Environ. Stat.* 15(1):1–19.
- Stenson, G.B., Hammill, M., Ferguson, S., Stewart, R., and Doniol-Valcroze, T. 2012. [Applying the Precautionary Approach to Marine Mammal Harvests in Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/107. ii + 15 p.
- Tranter, E. 2020. [Three Nunavut communities approved for 2020 bowhead harvest. Nunatsiag News, 22 July 2020](#).
- Wade, P.R. 1998. Calculating limits to the allowable human-caused mortality of cetaceans and pinnipeds. *Mar. Mamm. Sci.* 14(1): 1–37.
- Williams, G., Keenainak, S., and Daoust, P.-Y. 2015. Interim report on observations of subsistence hunts of bowhead whales (*Balaena mysticetus*) by Nunavut communities, 2010-2014. NAMMCO Expert Group Meeting to Assess TTD Data For Large Whales, 4–6 November 2015, Copenhagen, Denmark.
- Witting, L. 2003. Reconstructing the population dynamics of eastern Pacific gray whales over the past 150 to 400 years. *J. Cetacean Res. Manag.* 5(1): 45–54.
- Witting, L. 2011. On population dynamics of eastern Canada-West Greenland bowhead whales. Unpublished paper SC/63/AWMP3, presented to the IWC Scientific Committee. (Available by request from the International Whaling Commission).
- Witting, L. 2013. Selection-delayed population dynamics in baleen whales and beyond. *Pop. Ecol.* 55: 377–401. doi: 10.1007/s10144-013-0370-9.
- Woodby, D.A. and Botkin, D.B. 1993. Stock sizes prior to commercial whaling. *In* The Bowhead Whale. Edited by J.J., Burns, J.J. Montague, and C.J. Cowles. Special Publication No.2, Soc. Mar. Mamm., Lawrence, KS. pp. 387–407.