



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 2026/057

Région de l'Arctique

Abondance et avis sur la chasse durable tiré du relevé des cétacés dans le Haut-Arctique (RCHA) de 2023 pour le béluga (*Delphinapterus leucas*) dans la baie Cumberland

Cortney A. Watt¹, Bryanna Sherbo¹, Mark Gillespie¹, Brooke A. Biddlecombe¹, Jordan Stewart¹,
Amanda M. Bélanger¹ et Marianne Marcoux¹

¹Institut des eaux douces
Pêches et Océans Canada
501, croissant University
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

<https://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/index-fra.htm>
DFO.CSAS-SCAS.MPO@dfo-mpo.gc.ca



© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du
ministère des Pêches et des Océans, 2026

Ce rapport est publié sous la [Licence du gouvernement ouvert – Canada](#)

ISSN 2292-4272

ISBN 978-1-100-00258-3 N° cat. Fs70-5/2026-057F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Watt, C.A., Sherbo, B., Gillespie, M., Biddlecombe, B.A., Stewart, J., Belanger, A.M., et Marcoux, M. 2026. Abondance et avis sur la chasse durable tiré du relevé des cétacés dans le Haut-Arctique (RCHA) de 2023 pour le béluga (*Delphinapterus leucas*) dans la baie Cumberland. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2026/057. iv + 33 p.

Also available in English:

Watt, C.A., Sherbo, B., Gillespie, M., Biddlecombe, B.A., Stewart, J., Belanger, A.M., and Marcoux, M. 2026. Abundance and Sustainable Harvest Advice from the 2023 High Arctic Cetacean Survey (HACS) for Beluga (*Delphinapterus leucas*) in Cumberland Sound. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2026/057. iv + 31 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	iv
INTRODUCTION	1
MÉTHODES.....	2
ZONE D'ÉTUDE	2
ANALYSE	2
SPÉCIFICATION DU MODÈLE	4
VALEURS A PRIORI	5
ESTIMATION DES PARAMÈTRES ET DIAGNOSTIC DU MODÈLE.....	5
PROJECTIONS DU MODÈLE ET OBJECTIFS DE GESTION	6
RÉSULTATS.....	6
RELEVÉ.....	6
ANALYSE PHOTOGRAPHIQUE	7
BIAS DE DISPONIBILITÉ	7
ESTIMATION DE L'ABONDANCE DE LA POPULATION.....	7
RÉSULTATS ET PROJECTIONS DU MODÈLE	8
PBP.....	8
DISCUSSION.....	8
REMERCIEMENTS	12
RÉFÉRENCES CITÉES	12
TABLEAUX ET FIGURES.....	18
ANNEXE	33

RÉSUMÉ

Deux populations de bélugas (*Delphinapterus leucas*) passent l'été dans la baie Cumberland (BC), mais il n'est pas possible de les distinguer pendant les relevés aériens. C'est pourquoi les partenaires de cogestion gèrent les bélugas dans la baie Cumberland comme un seul stock. Un relevé aérien des bélugas dans la baie Cumberland a été effectué du 23 au 29 août 2023 dans le cadre du relevé des cétacés dans le Haut-Arctique. Le relevé a été effectué sur trois strates à l'aide de méthodes de relevés photographiques systématiques et en reproduisant la couverture du relevé de 2017 (fjord Clearwater, fjord Kangilo et nord de la baie Cumberland). En 2023, la quatrième strate de la baie Cumberland (Ensemble de la baie Cumberland) a été élargie pour examiner l'ensemble de la baie. Aucun béluga n'a été détecté à l'extérieur du fjord Clearwater. La moyenne des estimations de l'abondance tirées des deux relevés était de 210 bélugas (intervalle de confiance [IC] à 95 % : 90 à 500 [nombre arrondi à la dizaine la plus proche]). Pour estimer l'abondance actuelle et déterminer les tendances relativement à la dynamique de la population, un modèle a été ajusté à une série d'estimations calculées à partir des données de six relevés menés de 1990 à 2023, ainsi qu'aux captures annuelles déclarées de 1960 à 2025. En tenant compte des tendances récentes et des estimations tirées du relevé, le modèle a estimé une abondance de 250 bélugas (intervalle de crédibilité à 95 % : 1 à 900) en 2026. En utilisant l'estimation modélisée de l'abondance et un facteur de rétablissement de 0,1, le prélèvement biologique potentiel estimé et le total autorisé de captures débarquées (TACD) sont de 0. Le modèle a estimé qu'un TACD de 0, 0, 1, 2, 2 et 4 bélugas par année établirait respectivement à 0 %, 5 %, 10 %, 15 %, 25 % ou 50 % la probabilité d'un déclin des bélugas dans la baie Cumberland sur dix ans. Avec le quota actuel de 41 bélugas par année, le modèle a estimé une probabilité de 100 % de déclin de l'abondance sur 10 ans, et prévu une disparition des bélugas de la baie en 4 ans. Malheureusement, quelle que soit la méthode utilisée pour générer l'avis sur la chasse durable, il est évident que l'abondance des bélugas dans la baie Cumberland ne pourra pas augmenter ni se stabiliser avec le quota actuel.

INTRODUCTION

Une évaluation génétique a permis de déterminer que les bélugas (*Dephinapterus leucas*) présents dans la baie Cumberland pendant l'été proviennent de deux populations génétiquement distinctes, la majorité appartenant à la population de la baie Cumberland qui réside toute l'année dans la baie et allaite les baleineaux dans le fjord Clearwater (Watt *et al.* 2023). Le chevauchement temporel et spatial de ces deux populations distinctes pendant la saison où elles sont chassées n'est pas clair; les données limitées provenant d'échantillons prélevés seulement sur quelques baleines chassées et débarquées donnent à penser qu'elles se trouvent au même moment et au même endroit dans la baie Cumberland en été (Watt *et al.* 2023). Malheureusement, il n'est pas possible de différencier les baleines de ces deux populations distinctes pendant les relevés aériens. De ce fait, la méthode de gestion retenue pour estimer les niveaux appropriés de chasse de subsistance par la communauté de Pangnirtung consiste à déterminer le nombre de baleines présentes dans la baie Cumberland pendant la saison estivale.

Selon les données de marquage par satellite de 2006 à 2008, les bélugas restent dans la baie Cumberland toute l'année (Richard and Stewart 2009), hivernant dans une polynie à l'embouchure de la baie. Cependant, un relevé aérien effectué en mars 2023 n'a détecté qu'un seul béluga dans la baie Cumberland (données inédites du MPO), ce qui porte à croire que les aires d'hivernage ont pu changer au fil du temps. On trouve des rassemblements de bélugas dans le fjord Clearwater pendant la saison des eaux libres (figure 1; Bélanger *et al.* 2024). Les bélugas de la baie Cumberland ont été chassés à des fins commerciales et de subsistance. Selon les relevés de chasse, l'abondance en 1923 était estimée à plus de 5 000 bélugas (Mitchell and Reeves 1981). La chasse commerciale de la baleine, qui a pris fin en 1939, a réduit la population à moins de 1 000 individus (Brodie *et al.* 1981, Richard 2013). La chasse de subsistance est réglementée depuis les années 1980 et le quota est fixé à 41 bélugas par année depuis 2002 (Richard and Pike 1993). En 2017, la population a été inscrite comme espèce menacée en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) et comme espèce en voie de disparition par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada en 2020 (COSEPAC 2020).

En 2019, un modèle stochastique de production du stock, supposant que la dépendance à la densité a un effet sur le taux de croissance de la population, a été ajusté aux données des relevés aériens et aux prises annuelles déclarées au moyen de méthodes bayésiennes de Monte-Carlo par chaînes de Markov (Watt *et al.* 2021). Le modèle a estimé la population à environ 1 400 individus et indiqué que la probabilité d'une diminution de la population sur dix ans était de 96 % avec le quota actuel de 41 animaux (MPO 2019). L'Organisation de chasseurs et de trappeurs (OCT) de Pangnirtung a dit craindre que l'absence de couverture du relevé dans la partie sud-ouest de la baie Cumberland ait pu introduire un biais négatif dans l'estimation de l'abondance de 2017. Pour répondre à ces préoccupations, un relevé couvrant l'ensemble de la baie Cumberland jusqu'à l'entrée de la baie a été effectué en août 2023, conjointement avec le relevé des cétacés dans le Haut-Arctique, qui couvrait également l'est de l'île de Baffin, au nord de la baie Cumberland (voir Marcoux *et al.* Sous presse).

La présente étude avait plusieurs buts : 1) estimer l'abondance des bélugas qui passent l'été dans la baie Cumberland d'après le relevé de 2023; 2) produire un avis sur un niveau de prise durable des bélugas fondé sur la méthode du prélèvement biologique potentiel; 3) intégrer la nouvelle estimation de l'abondance dans un modèle de population afin de fournir des renseignements sur la probabilité que l'abondance de bélugas dans la baie Cumberland diminue d'ici 10 ans selon un éventail de scénarios de récolte (pour une probabilité de déclin de 0, 5, 10, 15, 25 et 50 % et selon le quota actuel de 41 bélugas par année).

MÉTHODES

ZONE D'ÉTUDE

Les relevés aériens ont été effectués du 25 au 28 août 2023, comme l'a recommandé l'OCT de Pangnirtung lors d'une réunion en mars 2023. Une période plus tardive a été recommandée en raison de la présence de glace plus tard dans l'été dans la baie Cumberland ces dernières années. La zone d'étude a été divisée en quatre strates : le fjord Kangilo, le nord de la baie Cumberland, l'ensemble de la baie Cumberland et le fjord Clearwater (figure 1). Elle a été conçue pour reproduire la couverture du relevé aérien de 2017 avec les modifications recommandées par l'OCT de Pangnirtung. Selon les recommandations de l'OCT, les strates de l'ouest de la baie Cumberland du relevé de 2017 ont été étendues à l'ensemble de la baie et jusqu'à son ouverture sud (cette strate est appelée strate de l'ensemble de la baie Cumberland). La strate du fjord Kangilo comprenait 13 lignes de transect espacées de 2,5 km (figure 1). Le relevé de la strate du nord de la baie Cumberland consistait en 5 transects parallèles espacés de 10 km et celui de la strate de l'ensemble de la baie Cumberland comptait 22 transects parallèles espacés de 10 km. La strate du fjord Clearwater était constituée de 24 transects parallèles espacés de 750 m, ce qui a permis d'obtenir une couverture complète du fjord. Toutes les lignes de transect étaient orientées perpendiculairement à l'axe longitudinal de chaque strate.

Des relevés photographiques ont été effectués par aéronef dans toutes les strates, à une altitude cible de 610 m (2 000 pi) et à une vitesse cible de 204 km/h (110 nœuds). Une caméra Nikon D850, munie d'un objectif de 25 mm monté à l'arrière de l'aéronef et orientée directement vers le bas, avec le côté le plus long perpendiculaire à la trajectoire, a été utilisée pour photographier en continu le long des lignes de transect prédéfinies. Pour géoréférencer les photographies, les caméras étaient reliées par Bluetooth à un seul récepteur GPS (Bad Elf GPS Pro+) au moyen d'un accessoire module (module Bluetooth Foolography Unleashed D200+). Chaque appareil photographique était également connecté à un ordinateur portable pour contrôler les paramètres d'exposition et l'intervalle entre les photographies, ainsi que pour enregistrer les photographies JPEG et RAW NEF à haute résolution sur le disque dur de l'ordinateur. À l'altitude cible de 610 m (2 000 pi; mesurée par le système de bord), la superficie au sol couverte par chaque photographie était de 875,4 m x 585,2 m. Un intervalle photographique de 6 secondes a été utilisé pour cibler un chevauchement d'environ 20 % entre les photographies consécutives le long de chaque transect dans toutes les strates. La couverture du relevé photographique était complète dans le fjord Clearwater, où l'on sait que les baleines se rassemblent. Dans cette strate, le chevauchement était d'environ 14 % entre les photographies prises sur les transects adjacents.

ANALYSE

Les photographies ont été examinées pour détecter la présence de bélugas à l'aide d'un algorithme d'autodétection (Mobius) utilisant une méthode avec intervention humaine (Boulent *et al.* 2023). De plus, un lecteur du MPO (B. Sherbo) a examiné manuellement 5 % des photographies (1 sur 20) de la baie Cumberland provenant de l'ensemble de données 2023 du relevé des cétacés du Haut-Arctique (n = 710 photos). Nous avons ainsi pu calculer la précision (équation 1), le rappel (équation 2) et le score F1 (équation 3; Powers 2011, Lawson 2023) du détecteur automatique pour les bélugas :

$$\text{Précision} = \frac{\text{Vrais positifs}}{\text{Vrais positifs} + \text{Faux positifs}} \quad (1)$$

$$Rappel = \frac{Vrais\ positifs}{Vrais\ positifs + Faux\ négatifs} \quad (2)$$

$$Score\ F1 = \frac{2 \times Précision \times Rappel}{Précision + Rappel} \quad (3)$$

Toutes les détections de bélugas par le détecteur automatique ont ensuite été validées par C. Watt et B. Sherbo.

Il n'y avait pas de nouvelles données de marquage disponibles pour élaborer un nouveau facteur de correction du biais de disponibilité. Par conséquent, nous avons repris les facteurs de correction utilisés dans Marcoux and Hammill (2016) et Watt *et al.* (2021). Ces facteurs sont fondés sur trois femelles bélugas marquées dans le fjord Clearwater en juillet 2006 (n = 1) et en août 2007 (n = 2). Un facteur de correction du biais de disponibilité de 4,46 pour la tranche de 0 à 1 m a été appliqué dans les cas où seule la tête des bélugas sortant de l'eau pouvait être observée et une correction de 2,06 pour la tranche de 0 à 2 m lorsque le corps de la baleine pouvait être vu à la surface et sous l'eau. La limpidité de l'eau a été évaluée sur chaque photo en examinant la proportion du corps du béluga que pouvait voir C. Watt sur la photo. Nous avons utilisé un facteur de correction du biais de disponibilité instantanée pour la tranche de 0 à 2 m pour les photographies où le lecteur pouvait voir la queue ou la tête des bélugas sous la surface de l'eau et un ajustement pour la tranche de 0 à 1 m si le lecteur des photographies ne pouvait voir que la partie du corps de béluga qui sortait de l'eau (figure 2). Cela a été fait pour chaque béluga identifié. Le nombre de bélugas pour lesquels les ajustements de 0 à 1 m et de 0 à 2 m ont été appliqués est indiqué dans le tableau 2.

La superficie couverte par chaque photographie a été calculée comme suit (équation 4) :

$$A_{photo} = longueur \times largeur \quad (4)$$

où longueur = (altitude/F_s)*L_s et largeur = (altitude/F_s)*W_s, F_s est la longueur focale de l'objectif (25 mm), L_s est la longueur du capteur de l'appareil photographique (35,9 mm) et W_s est la largeur du capteur de l'appareil photographique (24 mm). L'altitude était présumée inchangée à 610 m (2 000 pi). Le tangage et le roulis n'ont pas été mesurés pour chaque photographie. La superficie couverte par des terres ou l'éblouissement était soustraite de celle de la photographie. La superficie restante couverte par l'eau (sans éblouissement) sur chaque photographie a ensuite été calculée ($A_{sans\ éblouissement}$).

Le nombre de bélugas détectés près de la surface ou à la surface sur chaque photographie a été corrigé en fonction du biais de disponibilité instantanée, C_a décrit précédemment, selon la limpidité de l'eau.

Une estimation ajustée de l'abondance a été calculée à l'aide de la formule suivante (équation 5) :

$$\hat{N}_{cor} = C_a \times \hat{N}_{surface} \quad (5)$$

où $\hat{N}_{surface}$ est le nombre total de bélugas détectés à la surface pour chaque photographie.

La densité des bélugas a été calculée en divisant le nombre total de bélugas dénombrés par la superficie totale d'eau sans éblouissement sur toutes les photographies. La densité a ensuite été multipliée par la superficie couverte par les photos pour obtenir des estimations de l'abondance près de la surface (équation 6) :

$$\hat{N}_{tot} = A_{strate} \times \frac{\sum_{i=1}^I \hat{N}_{cor_i}}{\sum_{i=1}^I A_{sans\ éblouissement_i}} \quad (6)$$

où A_{strate} est la superficie couverte par le relevé et I est le nombre de photographies par relevé.

Dans les strates sans couverture complète, la variance totale est calculée en additionnant la variance du taux d'occurrence et du facteur de correction du biais de disponibilité. Dans un seul relevé photographique assurant une couverture complète, aucune variance n'est associée au taux d'occurrence puisque toutes les baleines observables ont été dénombrées. De ce fait, la seule variance dans une seule répétition est la variance du facteur d'ajustement du biais de disponibilité. Compte tenu de l'incertitude entourant la profondeur à laquelle les baleines peuvent être observées, un coefficient de variation (CV) de 20 % a été appliqué à l'estimation du biais de disponibilité pour chaque répétition (groupe de travail mixte NAMMCO-Commission mixte Canada-Groenland sur la conservation et la gestion du narval et du béluga 2021). Nous avons calculé une moyenne des deux estimations du relevé dans le fjord Clearwater, pondérée par leur variance respective. La variance de l'estimation moyenne du relevé a été calculée comme l'écart type entre les deux estimations de l'abondance. Les intervalles de confiance ont été calculés en supposant une distribution log-normale, comme suggéré dans Buckland *et al.* (2001).

SPÉCIFICATION DU MODÈLE

Un modèle stochastique de production du stock a été ajusté aux données du relevé aérien (de 1990 à 2023) et sur les prises déclarées (de 1960 à 2025; tableaux 3 et 4). L'erreur d'observation (associée à la collecte des données et à l'estimation de l'abondance) a été séparée de l'erreur de processus (découlant de la variabilité naturelle de la dynamique de la population) au moyen d'un modèle espace-état hiérarchique qui considère les données des relevés comme le résultat de deux processus stochastiques distincts : un processus d'états et un processus d'observation (de Valpine and Hastings 2002). Le processus d'états décrit la dynamique sous-jacente de la population et l'évolution de la taille réelle du stock dans le temps, à l'aide d'une formulation discrète du modèle Pella-Tomlinson (Pella and Tomlinson 1969, Innes and Stewart 2002), qui permet à l'erreur de processus d'avoir des effets positifs ou négatifs sur le taux de croissance, ce qui a été utilisé dans Watt *et al.* (2021; équation 7) :

$$N_t = N_{t-1} * \left(1 + (\lambda_{max} - 1) * \left(1 - \left(\frac{N_{t-1}}{K} \right)^\theta \right) \right) * \varepsilon_p - R_t \quad (7)$$

Où : λ_{max} est le taux de croissance maximum ou le taux d'augmentation de la population,

K est la capacité de charge environnementale,

θ (Thêta) définit la forme de la fonction dépendante de la densité,

ε_p est un terme stochastique pour l'erreur de processus,

R_t correspond aux retraits pour l'année en question, calculés comme les captures déclarées, C_t , qui sont corrigées pour tenir compte de la proportion d'animaux qui ont été abattus et perdus, A et P (équation 8) :

$$R_t = C_t * (1 + A \text{ et } P) \quad (8)$$

Le processus d'observation décrit la relation entre la taille réelle de la population et les données observées. Dans notre modèle, les estimations des relevés aériens S_t sont liées à l'effectif de la population N_t par un terme d'erreur, ε_{S_t} (équation 9) :

$$\ln(S_t) = \ln(N_t) + \varepsilon_{S_t} \quad (9)$$

Le modèle final a été exécuté 100 000 fois avec un rodage de 60 000 et un amincissement de 30. Nous avons tenté d'accroître le rodage (100 000) et l'amincissement (jusqu'à 100) pour réduire l'autocorrélation, mais aucune amélioration n'a été observée et cela a accru considérablement le temps d'exécution.

VALEURS A PRIORI

Les valeurs a priori étaient initialement fondées sur celles utilisées dans l'évaluation précédente de Watt *et al.* (2021). Six modèles d'essai différents ont été utilisés pour évaluer le modèle de population choisi pour la population de bélugas de la baie Cumberland (tableau 5). Pour les mammifères marins, on pense que la productivité maximale se situe entre 50 % et 85 % de K (Taylor and DeMaster 1993), mais différentes autorités compétentes ont utilisé des valeurs de θ variant entre 1 et 3 pour les baleines, ce qui donne une productivité maximale comprise entre 50 % et 63 % (Wade 1998; Hobbs *et al.* 2015; Jackson *et al.* 2016, Heide-Jørgensen *et al.* 2016). Nous avons ici examiné si la valeur de θ était fixe à 1 ou 2, ou si elle pouvait varier entre 1 et 3 (tableau 5), en fonction des modèles précédents qui ont montré une valeur de θ inférieure à 2 (Marcoux and Hammill 2016). Pour les odontocètes, le taux maximal d'augmentation de la population (λ_{max}) se situerait entre 1,02 et 1,06, la plupart des études utilisant 1,04 (Wade and Angliss 1997, Wade 1998, Lowry *et al.* 2008; Van de Walle *et al.* 2025). Dans tous nos modèles, nous avons permis au modèle d'estimer λ_{max} à l'aide d'une distribution a priori uniforme avec des valeurs minimales et maximales allant de 1,005 à 1,05 (tableau 5). Les captures déclarées sous-estiment le nombre de bélugas tués parce que certains animaux sont blessés ou tués, mais ne peuvent être récupérés (*A et P*). Il n'y a pas de données sur les taux d'*A et P* pour la baie Cumberland; nous avons donc utilisé le facteur d'*A et P* utilisé auparavant dans Watt *et al.* (2021), qui comprend également une distribution bêta (3, 4) de la non-réponse avec une médiane de 0,42 et des quartiles à 0,29 et 0,55 (tableau 6). Les valeurs a priori pour K ont été explorées en utilisant à la fois des distributions gamma et uniformes, comme dans les évaluations précédentes (Marcoux and Hammill 2016, Watt *et al.* 2021; tableau 5). Les valeurs a priori pour la population de départ (en 1960) étaient fondées sur des estimations de modèles antérieurs (rapport inédit d'Alvarez-Flores, Watt *et al.* 2021). Le modèle final a été limité de manière à explorer uniquement les possibilités où la population de départ était de 20 % à 100 % de K.

Selon les évaluations précédentes, le terme d'erreur du processus stochastique ε_p a reçu une distribution log-normale avec un paramètre de position nul. Une loi a priori modérément informative suivant une distribution gamma (1,5; 0,0005) a été appliquée au paramètre de précision de cette distribution log-normale. Ces paramètres ont été choisis de façon à ce que l'erreur résultante ait un coefficient de variation de 1 %, puisque la dynamique du stock de bélugas n'est pas très variable (Marcoux and Hammill 2016).

La variance du relevé a été intégrée au processus d'ajustement en orientant la formulation de la distribution a priori de l'erreur de relevé. Le terme d'erreur du relevé ε_{s_t} suivait une distribution log-normale avec un paramètre de position nul. Une loi a priori modérément informative suivant une distribution gamma (2,5; 0,4) a été appliquée à son paramètre de précision. Ces paramètres ont été choisis de façon à ce que les quartiles Q1 et Q3 du CV des estimations tirées du relevé soient de 0,35 et 0,55, identiques à ceux utilisés dans Marcoux et Hammill (2016) et Watt *et al.* (2021).

ESTIMATION DES PARAMÈTRES ET DIAGNOSTIC DU MODÈLE

Les estimations a posteriori de tous les paramètres ont été obtenues à l'aide d'un algorithme d'échantillonnage de Gibbs mis en œuvre dans JAGS (Plummer *et al.* 2003). Les progiciels

r2jags et coda élaborés dans le langage de programmation R ont été utilisés pour examiner les résultats (Plummer *et al.* 2020, Su *et al.* 2024). Dans le cas d'une simulation de Monte-Carlo par chaînes de Markov (MCCM), il est important de vérifier la convergence des valeurs échantillonnées vers leur distribution stationnaire (Brooks *et al.* 2004, King *et al.* 2010). Les premières exécutions du code visaient à examiner la convergence et le mélange (c.-à-d. l'étendue et la propagation avec lesquelles la chaîne a exploré l'espace des paramètres) et l'autocorrélation (figure A1).

Le mélange des chaînes a été évalué en utilisant le test de Geweke pour déterminer les similitudes entre différentes parties de chaque chaîne (Geweke 1996). Nous avons appliqué le diagnostic de Brooks-Gelman-Rubin (BGR), qui compare la largeur de l'intervalle de crédibilité à 80 % des chaînes regroupées à la moyenne des largeurs de l'intervalle de crédibilité à 80 % des chaînes individuelles, afin d'évaluer la convergence entre les chaînes (Brooks et Gelman 1998).

PROJECTIONS DU MODÈLE ET OBJECTIFS DE GESTION

Le modèle de population a servi à estimer la probabilité de diminution du nombre de bélugas dans la baie Cumberland sur les 10 prochaines années selon différents scénarios de prises.

Le prélèvement biologique potentiel (PBP) a été calculé d'après Wade (1998) pour l'estimation modélisée de la taille du stock en 2026 ou l'estimation de l'abondance tirée du relevé de 2023. Le PBP a été divisé par (1+ A et P) (1,42 [Marcoux and Hammill 2016] ou la sortie du modèle) pour calculer un total autorisé de captures débarquées (TACD) révisé pour différents scénarios (équation 10).

$$\text{PBP} = (0,5 * R_{\text{Max}}) * N_{\text{Min}} * F_R \quad (10)$$

Où : $N_{\text{Min}} = N / \exp(z \sqrt{\ln(1+CV^2)})$

N = l'estimation modélisée de la taille du stock en 2026 ou l'estimation de l'abondance tirée du relevé de 2023.

z = 0,842 pour le 20^e centile de la distribution log-normale de la taille estimée du stock (Wade 1998).

R_{Max} = taux d'augmentation maximal du stock. La valeur par défaut pour les cétacés lorsque le taux est inconnu est 0,04. Nous avons aussi utilisé le taux déterminé par le modèle de population. Dans l'équation du PBP, il est ensuite multiplié par 0,5 pour garantir que le stock continuera à croître vers le rendement optimal durable malgré l'effet de la croissance logistique dépendante de la densité.

F_R = facteur de rétablissement établi à 0,1 pour un stock menacé en déclin (conformément à la recommandation dans MPO 2025).

Le TACD est calculé comme suit (équation 11) :

$$\text{TACD} = \text{PBP} / (1 + A \text{ et } P) \quad (11)$$

RÉSULTATS

RELEVÉ

Deux aéronefs ont été utilisés pour effectuer le relevé, et nous nous sommes efforcés d'examiner les strates adjacentes le même jour afin de réduire le risque de déplacement des

baleines entre les régions avoisinantes. Ainsi, deux relevés ont été effectués pour toutes les strates en deux périodes de deux jours, à l'exception de la strate de l'ensemble de la baie Cumberland qui n'a été couverte qu'une seule fois.

Selon des méthodes de relevés photographiques systématiques, les strates du fjord Clearwater, du fjord Kangilo, du nord de la baie Cumberland et de l'ensemble de la baie Cumberland ont été survolées les 25 et 26 août, et ont fait l'objet d'un deuxième relevé les 27 et 29 août (tableau 1). En raison des contraintes météorologiques, la strate de l'ensemble de la baie Cumberland n'a été couverte qu'une seule fois entre les deux relevés (cinq lignes de transect dans le centre de la baie n'ont pas pu être effectuées pendant le relevé 1 et l'ont plutôt été le 29 août [tableau 1]). L'état de la mer selon l'échelle de Beaufort (EMB) était généralement bon, bien qu'il se soit détérioré sur quelques lignes de transect en cours de vol (tableau 1).

ANALYSE PHOTOGRAPHIQUE

Une photographie sur 20 (5 %) a été lue manuellement dans le cadre d'une comparaison à l'aveugle avec l'algorithme de Mobius (Boulent *et al.* 2023). Cet examen a donné un pourcentage de précision de 87,5 %, un rappel de 100 % et un score F1 de 93,3 %. En raison d'une précision de 87,5 %, C. Watt a lu manuellement toutes les photographies (et cinq images adjacentes) comportant des baleines identifiées pour en confirmer la présence et l'espèce. Au cours de cette réévaluation, six baleines qui se trouvaient sous l'eau ou qui étaient des baleineaux gris et étaient situées à proximité de détections confirmées (figure 3) n'ont pas été détectées par Mobius. B. Sherbo a confirmé ces détections et les a incluses dans l'estimation finale de l'abondance.

BIAIS DE DISPONIBILITÉ

Dans le fjord Clearwater, lorsque les animaux se trouvaient dans des eaux troubles (figure 2), nous avons utilisé un facteur de correction de 0 à 1 m et l'avons appliqué à 143 bélugas détectés le 25 août et à 27 bélugas détectés le 27 août (tableau 2). Dans le fjord Clearwater, lorsque les baleines se trouvaient dans des eaux limpides (figure 2), nous avons utilisé un facteur de correction de 0 à 2 m et l'avons appliqué à 4 et 117 bélugas détectés les 25 et 27 août, respectivement (tableau 2).

ESTIMATION DE L'ABONDANCE DE LA POPULATION

Dans le fjord Clearwater, un relevé photographique complet (couverture intégrale) a été effectué les 25 et 27 août, et a permis de détecter 144 et 147 bélugas, respectivement, à la surface. L'application de facteurs de correction de 0 à 1 m et de 0 à 2 m en fonction de la limpidité de l'eau a donné une estimation de l'abondance de 316 et 177 bélugas (tableau 2). Il n'y a pas de variation par rapport au nombre total d'observations dans un seul relevé à couverture intégrale lorsque les examinateurs parviennent à un consensus sur les détections; chaque relevé ne présentait donc qu'une variation par rapport à l'estimation du biais de disponibilité, qui était de 20 % (groupe de travail mixte NAMMCO-Commission mixte Canada-Groenland sur la conservation et la gestion du narval et du béluga 2021). La figure 4 présente les observations individuelles de bélugas dans le fjord Clearwater. Aucun béluga n'a été détecté à l'extérieur du fjord Clearwater dans la baie Cumberland ou le long du nord de l'île de Baffin (Marcoux *et al.* Sous presse).

L'abondance moyenne pour les deux relevés, pondérée par la variance et corrigée en fonction du biais de disponibilité, était de 210 (tableau 2). Le CV du relevé a été calculé à partir de l'écart type entre les deux estimations du relevé et estimé à 46,98 %. L'intervalle de confiance à 95 % était de 88 à 504 bélugas.

RÉSULTATS ET PROJECTIONS DU MODÈLE

Six modèles différents ont été analysés pour évaluer leur sensibilité à différents paramètres a priori (tableau 5; figure 5). Tous les modèles ont montré une population qui a décliné depuis 1960, avec une population d'environ 250 individus en 2026 (figure 5). Tous les modèles où la valeur de θ pouvait varier ont mis à jour la valeur a priori entre un et deux.

Les valeurs a priori et a posteriori du modèle sélectionné (tableau 5) sont présentées à la figure 6. Dans ce modèle, toutes les chaînes pour les variables K , la taille de la population en 2026 (N_{2026}), l'erreur de processus, la taille initiale de la population (N_{1960}) et le taux d' A et P ont montré une convergence. Les facteurs globaux de réduction d'échelle potentiels de Gelman et Rubin pour ce modèle étaient tous égaux à un, dénotant la convergence de la chaîne (Gelman et Rubin 1992; tableau 8), et les cotes Z du diagnostic de convergence de Geweke se situent toutes entre -1,96 et 1,96 (Geweke 1996).

Le modèle montre que la population est en déclin depuis 1960 (figure 7) et la valeur a priori pour la population de départ (1960) a été mise à jour, avec une population de départ médiane estimée de 3 702 et une valeur de K pour la population de 6 841 (tableau 7). La valeur a priori pour λ_{max} a été mise à jour à une médiane de 1,02. L'abondance médiane de la population actuelle (N_{2026}) est de 246 bélugas (IC à 95 % : de 1 à 905; (tableau 7).

Le modèle prévoit une probabilité de 0, 5, 10, 15, 25 et 50 % de déclin sur 10 ans avec des captures débarquées de 0, 0, 1, 2, 2 et 4 baleines, respectivement. Avec le quota actuel de 41 bélugas par année, la probabilité de déclin du stock est de 100 % et le modèle a prévu la disparition des bélugas de la baie dans 4 ans (tableaux 7 et 8).

PBP

En utilisant l'abondance du relevé de 2023 ou l'estimation modélisée de la population pour 2026, le PBP calculé, avec un facteur de rétablissement de 0,1 (MPO 2025) et une valeur présumée R_{max} de 0,04 (noter que l'estimation modélisée de R_{max} était de 0,02; tableau 7), est de zéro, avec un TACD estimé à zéro. En utilisant l'estimation modélisée de la population pour 2026, la valeur modélisée de R_{max} (0,02) et la valeur modélisée d' A et P (0,45), le PBP et le TACD sont également de zéro.

DISCUSSION

L'estimation tirée du relevé de 2023 de 210 bélugas (CV 0,47; intervalle de confiance à 95 % : de 88 à 504) dans la baie Cumberland est la sixième d'une série chronologique d'estimations de l'abondance pour cette population et nous a permis de mettre à jour le modèle de dynamique de la population et de l'utiliser pour estimer l'abondance future selon différents scénarios de prélèvements. Le nombre de bélugas à la surface était semblable pour les deux relevés répétés; cependant, le CV (0,47) de l'estimation moyenne provient entièrement du fait que deux biais de disponibilité différents ont été utilisés et que les baleines ont été détectées en majorité dans des eaux troubles le 25 août, mais dans des eaux limpides le 27 août. Cela met en évidence l'incidence que le facteur de correction du biais de disponibilité peut avoir sur l'estimation qui en résulte. Quoi qu'il en soit, cette estimation est considérablement plus faible que celle obtenue en 2017 (Watt *et al.* 2021), et indépendamment du biais de disponibilité, moins de baleines ont été détectées à la surface durant ce relevé que pendant les relevés précédents.

Pour le relevé de 2017, on a fait valoir que les relevés effectués à marée haute lorsque les conditions de limpidité de l'eau étaient jugées meilleures pouvaient avoir un biais positif sur les dénombrements dans l'estuaire de deux façons. Premièrement, l'eau était peut-être plus limpide

et aurait permis de voir les animaux à des profondeurs plus grandes; cependant, on dispose de peu d'information sur l'influence des marées sur la turbidité dans cette région. Deuxièmement, il se peut qu'il y ait eu plus de baleines dans l'estuaire à marée haute, puisqu'on a observé que les bélugas se déplacent dans les estuaires à marée haute et que nous n'avons pas relevé les strates adjacentes en même temps (Ezer *et al.* 2008; Castellote *et al.* 2013; Simard *et al.* 2014). De même, les déplacements généraux entre les strates pourraient également biaiser les estimations, puisque les estimations du relevé à des jours différents au cours d'une saison peuvent changer considérablement (Gosselin *et al.* 2017). Pour le relevé de 2023, nous avons couvert les strates adjacentes avec un deuxième aéronef afin d'éliminer cette préoccupation. Les relevés du 25 août ont été effectués à marée haute, mais les relevés répétés du 27 août l'ont été quelques heures avant la marée haute (tableau 1). Les deux relevés ont effectivement indiqué le même nombre de baleines observées à la surface ($n = 144$ et 147 , respectivement), mais la proportion de baleines pour lesquelles le facteur d'ajustement du biais de disponibilité plus important a été utilisé variait d'une répétition à l'autre, ce qui peut être dû aux changements de turbidité avec la marée. La relation entre les marées et la turbidité n'est pas simple, car elle peut dépendre d'un certain nombre de propriétés géographiques et hydrographiques de l'estuaire lui-même (Wells 1995), mais il ressort clairement de la figure 2 que les eaux limoneuses étaient prédominantes pendant le relevé 1 à marée haute dans le fjord Clearwater. Le biais de disponibilité a une grande influence sur les estimations de l'abondance et d'autres travaux seraient nécessaires pour affiner ce facteur à l'avenir, si possible.

L'OCT de Pangnirtung s'est dite préoccupée par le fait que le relevé n'a pas survolé le littoral. Durant le relevé de 2023, il a également été suggéré que les lignes de transect au sud du transect 16 approximativement dans l'ensemble de la baie Cumberland ne sont pas nécessaires et qu'il n'était pas non plus nécessaire de traverser toute la baie. Il a été suggéré d'avoir plus de transects et de couverture dans les baies et le long du rivage. Lors d'une réunion du Groupe de travail sur le béluga de la baie Cumberland en novembre 2025, on a également fait remarquer que « l'autre » population de bélugas se trouve le long du rivage. Les relevés du rivage ne sont pas systématiques et, par conséquent, difficiles à analyser (Buckland *et al.* 2001); néanmoins, une partie de la côte sud-ouest (du transect 1 au fjord Nettilling au transect 7 de l'ensemble de la baie Cumberland) a fait l'objet d'un relevé le 29 août, et aucune baleine n'a été observée. Cependant, le fjord Nettilling a été couvert par le relevé du 25 août et trois bélugas ont été observés au large du transect. Un seul béluga potentiel a également été observé visuellement au large du transect le 27 août dans le fjord Kangilo, près de la côte. Toutefois, compte tenu de la distance à laquelle l'aéronef se trouvait de la côte et d'un état de la mer de 3-4 selon l'échelle de Beaufort, il était difficile de l'identifier avec certitude (il y avait aussi des narvals dans cette zone à l'époque [voir Marcoux *et al.* Sous presse], de sorte que l'identification des espèces était incertaine). Ce sont les seuls bélugas visuellement observés à l'extérieur du fjord Clearwater, et ils étaient loin du transect; c'est pourquoi ils n'ont pas été photographiés ou inclus dans l'analyse globale du relevé. Il faudrait envisager d'ajouter le fjord Nettilling comme strate dans le prochain relevé.

Dans le relevé de 2017, il a été suggéré que des déplacements de baleines avaient pu avoir lieu au cours du premier relevé (à la fin du mois de juillet), lorsque beaucoup moins de bélugas ont été observés dans le fjord, et cette proposition s'est ajoutée aux estimations plus élevées de bélugas dans les strates à l'extérieur du fjord Clearwater, donnant à penser que les bélugas arrivaient encore dans le fjord Clearwater. En 2023, le relevé a été effectué beaucoup plus tard au mois d'août afin de réduire les risques de dénombrer des baleines en migration. Une autre limite du relevé de 2017 vient du fait que des baleines ont été observées du côté ouest de la baie Cumberland dans le dernier transect du relevé, ce qui laissait croire que le relevé n'avait peut-être pas été suffisamment étendu pour repérer tous les bélugas présents dans la région. Pour le relevé de 2023, la totalité de la baie Cumberland jusqu'à l'embouchure de la baie a été

couverte, mais seulement une fois. À l'extérieur de la baie Cumberland vers le nord, des relevés ont été effectués dans le cadre du relevé du narval à l'est de l'île de Baffin les 28 et 29 août. Aucun béluga n'a été détecté sur ces lignes de transect (voir Marcoux *et al.* Sous presse).

Nous n'avons trouvé aucune détection de bélugas dans les strates à l'extérieur du fjord Clearwater, et nous reconnaissons qu'il existe des méthodes pour tenir compte de la probabilité que des baleines aient été omises dans les strates sans observation (Doniol-Valcroze and Hammill 2012, NAMMCO 2023). Ces méthodes ont été explorées pour cette évaluation; toutefois, il a été décidé de réaliser une analyse complète de chaque relevé de la série chronologique utilisée pour le modèle de dynamique de la population de bélugas dans la baie Cumberland afin de tenir compte du risque d'omission de baleines dans les strates sans observation, puisqu'il y a eu des strates sans détection dans ces relevés. Il faudra peut-être le prendre en considération dans les évaluations futures, surtout si l'IQ (Inuit Qaujimajatuqangit – le savoir inuit) soutient la présence des baleines dans les régions pendant la période de relevé où aucune baleine n'a été détectée. Dans les strates où il y a des détections, les détections donnent une bien meilleure estimation de l'abondance et il ne serait donc pas pertinent de prendre en compte une probabilité de zéro observation.

Les données génétiques (tirées principalement d'échantillons prélevés en juillet) et l'IQ indiquent que deux populations de bélugas sont présentes dans la baie Cumberland (Kilabuk 1997; Watt *et al.* 2023). Les relevés visuels ne permettent pas de distinguer les deux populations, mais d'après l'IQ, les plus gros bélugas de la baie Cumberland se trouvent dans le fjord Clearwater et les bélugas morphologiquement plus petits dans la région sud-est de la baie Cumberland (Kilabuk 1997). Bien que l'évaluation génétique appuie la présence de bélugas plus semblables à ceux de l'ouest de la baie d'Hudson (OBH), la taille de l'échantillon était trop petite pour évaluer si le lieu et le moment de la chasse et de l'échantillonnage de bélugas de l'ouest de la baie d'Hudson variaient avec les baleines plus grandes du fjord Clearwater, et nous n'avons pas été en mesure d'évaluer si les baleines de l'ouest de la baie d'Hudson étaient des migratrices régulières ou une lignée ancestrale qui reste maintenant dans la baie Cumberland (Watt *et al.* 2023). Cependant, l'analyse des isotopes d'oxygène réalisée après l'évaluation génétique donne à penser qu'au moins certaines des baleines de l'ouest de la baie d'Hudson sont des migratrices, car les valeurs des isotopes stables des dents semblent indiquer qu'elles s'étaient trouvées dans les eaux de l'ouest de la baie d'Hudson au cours de leur vie (Matthews *et al.* 2024). Il est possible qu'en 2017, les dates plus précoces du relevé aient mené à l'inclusion de certains bélugas migrants de l'ouest de la baie d'Hudson dans la baie Cumberland, alors qu'en 2023, les dates plus tardives ont omis ces baleines; il se peut aussi que la présence annuelle de ces bélugas de l'ouest de la baie d'Hudson dans la baie Cumberland soit imprévisible (ils ne figurent pas chaque année dans les échantillons de récolte analysés [Watt *et al.* 2023]). Sans plus de recherche, nous ne pouvons que spéculer sur cette possibilité. La population de bélugas de l'ouest de la baie d'Hudson est la plus importante au monde (Matthews *et al.* 2017) et une proportion de la population ne se rend pas dans les estuaires de l'ouest de la baie d'Hudson en été, comme en témoignent les chasses réussies dans la baie d'Hudson, le bassin Foxe, le détroit d'Hudson et la baie Frobisher en été (Parent *et al.* 2023; Montana *et al.* 2024). Ces baleines de l'ouest de la baie d'Hudson se déplacent probablement en réponse à la disponibilité de nourriture, comme on sait que d'autres populations de bélugas le font (Moore *et al.* 2000; Storrie *et al.* 2023), et utiliseront des zones comme la baie Cumberland (Watt *et al.* 2023). Cependant, pendant l'accouplement, qui se produit à la fin de l'hiver, les populations de bélugas du fjord Clearwater et de l'ouest de la baie d'Hudson sont géographiquement séparées et il y a probablement peu de mélange génétique (Montana *et al.* 2024).

Bien que l'estimation du relevé de 2023 soit inférieure à celle de 2017, elle correspond aux estimations tirées de l'imagerie satellitaire dans le fjord Clearwater de 2020 à 2022 (Bélanger *et al.* 2024). L'estimation de l'abondance moyenne corrigée pour le fjord Clearwater, tirée d'images satellites, était de 393 bélugas (CV : 0,036; intervalle de confiance à 95 % : 366 à 422) en 2020, de 197 (CV : 0,047; intervalle de confiance à 95 % : 180 à 216) en 2021 et de 194 (CV : 0,06; intervalle de confiance à 95 % : 172 à 218) en 2022 (Bélanger *et al.* 2024). L'imagerie satellitaire fournit une image complète de la couverture en un seul instantané et, par conséquent, le déplacement des bélugas entre les lignes de transect n'est pas préoccupant, mais elle donne également une image à une résolution beaucoup plus basse que les images des relevés aériens. En 2019, lors de la dernière évaluation des bélugas dans la baie Cumberland, l'estimation modélisée de l'abondance indiquait une probabilité presque certaine de déclin avec un prélèvement de 41 bélugas par année (Watt *et al.* 2021). À l'époque, l'estimation de l'abondance prévue pour les 10 prochaines années était d'environ 750 bélugas avec une limite de confiance inférieure de 65 bélugas (ces chiffres n'ont pas été présentés dans Watt *et al.* [2021], mais ce sont les projections prospectives du modèle dans ledit document), recoupant notre estimation actuelle de l'abondance de 88 à 504 bélugas.

Le modèle de population présenté ici ne comprenait que les données sur les prises jusqu'en 1960, comme les dernières évaluations qui ont été menées sur les bélugas dans la baie Cumberland (Marcoux and Hammill 2016; Watt *et al.* 2021). Il y avait un effet important de l'autocorrélation et de la corrélation en série dans le modèle, ce qui indique qu'il n'y avait pas suffisamment d'information dans les données pour mettre à jour correctement les valeurs a priori pour K , A et P , et la population de départ. Pour atténuer une partie de cette autocorrélation, le modèle n'a été évalué que jusqu'en 1960 (Marcoux and Hammill 1960). Dans la présente évaluation, nous avons également tenté (bien que ce ne soit pas présenté ici), d'exécuter le modèle en remontant jusqu'en 1920, et l'autocorrélation était toujours un problème dans ce modèle, sans amélioration (aucune réduction de l'autocorrélation) observée après l'augmentation du nombre d'exécutions, du rodage ou de l'amincissement. Aux fins de la présente évaluation, le modèle ainsi obtenu a donné une estimation semblable de l'abondance en 2026 et, par conséquent, les mêmes recommandations de chasse durable, mais ce modèle s'est traduit par une valeur de K beaucoup plus élevée. Les récents changements environnementaux dans la baie Cumberland peuvent également avoir une incidence sur K , influençant ainsi la dynamique de la population (Biddlecombe and Watt 2022). De ce fait, les évaluations futures qui pourraient vouloir élaborer des points de référence fondés sur K (MPO 2025) devront évaluer attentivement la valeur de K à utiliser et pourraient envisager d'inclure les données sur la récolte avant 1960, qui ont été recueillies par Stewart (2018), ou les données environnementales (Biddlecombe and Watt 2022). Nous ne recommandons pas d'utiliser l'estimation de K indiquée dans la présente étude en dehors de cette évaluation de la population.

L'OCT de Pangnirtung a exprimé des préoccupations au sujet des répercussions des épaulards (*Orcinus orca*) sur les bélugas dans la baie Cumberland. En 2023, des épaulards ont été observés dans la baie Cumberland le 18 juillet et le 8 août (Ferguson *et al.* 2025), avant la période du relevé, mais nous ne pouvons pas exclure le fait que les épaulards ont pu modifier la répartition des bélugas dans la baie Cumberland, comme c'est le cas dans d'autres régions (Westdal *et al.* 2016). Cependant, dans l'ouest de la baie d'Hudson, les bélugas sont retournés à leur aire de répartition semblable quelques jours après que les épaulards ont été relevés (Westdal *et al.* 2016). Aucune étude n'a été menée pour évaluer les effets des épaulards sur l'abondance ou la répartition des bélugas dans la baie Cumberland.

Malgré une chasse restreinte (quoique plus élevée que celle recommandée) à Pangnirtung, les bélugas de la baie Cumberland continuent de décliner. Après la chasse commerciale importante

de bélugas dans la baie Cumberland de 1860 à 1966, qui a retiré environ 14 000 bélugas (Stewart 2018), la population relique était faible. Les petites populations d'odontocètes ont de la difficulté à se rétablir (Wade *et al.* 2012), comme en témoigne la population de bélugas à Cook Inlet, en Alaska, qui fait l'objet d'un moratoire sur la chasse depuis plus de 20 ans et qui ne s'est toujours pas rétablie (Norman *et al.* 2015). On croit que l'absence de rétablissement observée chez les odontocètes pourrait être attribuée, en partie, à des facteurs sociaux et comportementaux (Wade *et al.* 2012). Le retrait d'individus clés réduit la cohésion du réseau et peut nuire à la viabilité de la population si les connaissances et la spécialisation de la recherche de nourriture sont perdues (Williams and Lusseau 2006). Un certain nombre de facteurs individuels autres que la pêche, ou leurs effets cumulatifs, pourraient expliquer l'absence de rétablissement des bélugas de la baie Cumberland (Kucheravy *et al.* 2023), notamment un stress élevé, de faibles taux de reproduction (Watt *et al.* 2021), des changements dans le régime alimentaire (Watt *et al.* 2016), la perte de structure sociale (Wade *et al.* 2012) et la prédation par les épaulards (Ferguson *et al.* 2025). De plus, il a été démontré génétiquement que les bélugas de la baie Cumberland sont chassés dans le détroit d'Hudson au printemps et à l'automne (voir le tableau 5 dans Parent *et al.* 2023), ce qui contribuerait également au déclin de l'abondance, mais n'est pas pris en compte dans le modèle d'évaluation présenté ici.

Malheureusement, que l'on utilise le PBP tiré de l'abondance dans le relevé, le PBP issu de l'abondance modélisée ou une évaluation fondée sur le risque pour générer un avis de chasse durable, il est évident que la population de bélugas de la baie Cumberland n'augmentera pas et ne demeurera pas stable avec les niveaux de prélèvement actuels. En fait, le modèle a estimé une probabilité de diminution de 0, 5, 10, 15, 25 et 50 % sur dix ans avec un TACD de 0, 0, 1, 2, 2 et 4 bélugas par année. Avec le quota actuel de 41 bélugas par année, le modèle a estimé une probabilité de 100 % de déclin de l'abondance de la population sur 10 ans, et sa disparition possible sur 4 ans.

REMERCIEMENTS

Nous remercions l'Organisation de chasseurs et de trappeurs de Pangnirtung pour ses recommandations et son aide dans le cadre du relevé. Merci à Billy Etooangat, à Simeonie Kullualik et à Jackie Nowdlak, de Pangnirtung, qui ont aidé à la réalisation du relevé. Merci également aux pilotes de Kenn Borek, S. King, K. Witkowski, Jeff et Cam. Nous remercions feu M. Kingsley, qui a élaboré le modèle de population initial, et T. Doniol-Valcroze, A. Mosnier, M. Hammill et R. Hobbs pour les améliorations apportées au modèle. Merci enfin à V. Williams pour la mise à jour des statistiques sur les captures et merci aux chasseurs d'avoir déclaré leurs prises.

RÉFÉRENCES CITÉES

- Belanger, A.M., Sherbo, B.A.H., Roth, J.D., and Watt, C.A. 2024. Use of satellite imagery to estimate distribution and abundance of Cumberland Sound beluga whales reveals frequent use of a glacial river estuary. *Frontiers in Marine Science*. 10: 1305536. doi: 10.3389/fmars.2023.1305536.
- Biddlecombe, B.A., and Watt, C.A. 2022. Incorporating environmental covariates into a Bayesian stock production model for the endangered Cumberland Sound beluga population. *Endang. Species Res.* 48: 51-65. doi: 10.3354/esr01186.
- Boulent, J., Charry, B., McHugh Kennedy, M., Tissier, E., Fan, R., Marcoux, M., Watt, C. A., and Gagné-Turcotte, A. 2023. Scaling whale monitoring using deep learning: a human-in-the-loop solution for analyzing aerial datasets. *Front. Mar. Sci.* 1: 1099479. doi: 10.3389/fmars.2023.1099479.

-
- Brodie, P.F., Parsons, J.L., and Sergeant, D.E. 1981. Present status of the white whale (*Delphinapterus leucas*) in Cumberland Sound, Baffin Island. Rep. Int. Whal. Comm. 31: 579–582.
- Brooks, S.P., and Gelman, A. 1998. General methods for monitoring convergence of iterative simulations. J. Comp. Graph. Stats. 7: 434–455. doi: 10.1080/10618600.1998.10474787.
- Brooks, S., King, R., and Morgan, B. 2004. A Bayesian approach to combining animal abundance and demographic data. Anim. Biodiversity Conserv. 27(1): 515–529. doi: 10.32800/abc.2004.27.0515.
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., Borchers, D.L., and Thomas, L. 2001. Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological populations. Oxford University Press, Oxford, U.K. 434 p.
- Castellote, M., Leeney, R.H., O’Corry-Crowe, G., Lauhakangas, R., Kovacs, K.M., Lucey, W., Krasnova, V., Lydersen, C., Stafford, K.M., and Belikov, R. 2013. Monitoring white whales (*Delphinapterus leucas*) with echolocation loggers. Polar Biol. 36: 493–509. doi: 10.1007/s00300-012-1276-2.
- COSEPAC. 2020. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le béluga (*Delphinapterus leucas*), population de l’est du Haut-Arctique et de la baie de Baffin, population de la baie Cumberland, population de la baie d’Ungava, population de l’ouest de la baie d’Hudson, population de l’est de la baie d’Hudson et population de la baie James au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xxxv + 96 p. (Registre public des espèces en péril).
- De Valpine, P., and Hastings, A. 2002. Fitting Population Models Incorporating Process Noise and Observation Error. Ecol. Monogr. 72(1): 57–76. doi:10.2307/3100085.
- Doniol-Valcroze, T., and Hammill, M.O. 2012. [Information on abundance and harvest of Ungava Bay beluga](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/126. iv + 12 p. (en anglais, résumé en français)
- Ezer, T., R., Hobbs, and Oey, L-Y. 2008. On the movement of beluga whales in Cook Inlet, Alaska: Simulations of tidal and environmental impacts using a hydrodynamic inundation model. Oceanogr. 21(4): 186–195. doi: 10.5670/oceanog.2008.17.
- Ferguson, S.H., Biddlecombe, B.A., Westdal, K., Petersen, S.D., Watt, C.A., Matthews, C.J.D., and Higdon, J. 2025. Killer whale range expansion and extended seasonal presence in the eastern Canadian Arctic, 2002-2023. Front. Mar. Sci. 12: 1595960. doi: 10.3389/fmars.2025.1595960.
- Gelman, A., and Rubin, D.B. 1992. Inference from iterative simulation using multiple sequences. Statist. Sci. 7(4): 457–511.
- Geweke, J. 1996. Evaluating the accuracy of sampling-based approaches to the calculation of posterior moments. In Bayesian Statistics 4. Edited by J.M. Bernardo, J.O. Berger, A.P. Dawid, and A.F.M. Smith. Oxford University Press, Oxford, U.K. pp. 169–193.
- Gosselin, J.-F., Hammill, M.O., and Mosnier, A. 2017. [Indices of abundance of beluga \(*Delphinapterus leucas*\) in James Bay and eastern Hudson Bay in summer 2015](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/067. iv + 25 p.
- Heide-Jørgensen, M.P., Hansen, R.G., Fossette, S., Nielsen, N.H., Borchers, D.L., Stern, H., and Witting, L. 2016. Rebuilding beluga stocks in West Greenland. Anim. Conserv. 20: 282–293. doi: 10.1111/acv.12315.
-

-
- Hobbs, R.C., Wade, P.R., and Shelden, K.E.W. 2015. Viability of a small, geographically-isolated population of beluga whales, *Delphinapterus leucas*: effects of hunting, predation, and mortality events in Cook Inlet, Alaska. *Mar. Fish. Rev.* 77: 59-88. doi: 10.7755/MFR.77.2.4.
- Innes, S., and Stewart, R.E.A. 2002. Population size and yield of Baffin Bay beluga (*Delphinapterus leucas*) stocks. *NAMMCO Sci. Publ.* 4: 225–238. doi: 10.7557/3.2846.
- Jackson, J.A., Carroll, E.L., Smith, T.D., Zerbini, A.N., Patenaude, N.J., and Baker, C.S. 2016. An integrated approach to historical population assessment of the great whales: case of the New Zealand southern right whale. *R. Soc. Open Sci.* 3(3): 150669. doi: 10.1098/rsos.150669.
- Kilabuk, P. 1998. A study of Inuit knowledge on the Southeast Baffin Beluga. Report prepared for The Southeast Baffin Beluga Management Committee. Nunavut Wildlife Management Board, Iqaluit, Canada. 74 p.
- King, R., Gimenez, O., Morgan, B. and Brooks, S. 2010. Bayesian Analysis For Population Ecology. Chapman & Hall (CRC Press), USA. 442 p.
- Kucheravy, C.E., Trana, M.R., Watt, C.A., Roth, J.D., Tomy, G.T., Anderson, W.G., and Ferguson, S.H. 2022. Blubber cortisol in four Canadian beluga whale populations is unrelated to diet. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 698: 171-189. doi: 10.3354/meps14147.
- Lawson, J. 2023. [Examen préliminaire de l'efficacité de plusieurs algorithmes de détection acoustique automatique des vocalises de baleine noire de l'Atlantique Nord, et recommandations par rapport aux prochaines étapes relatives à l'évaluation et à l'optimisation de ces algorithmes](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/050. iv + 20 p.
- Lowry, L.F., Frost, K.J., Zerbini, A., DeMaster, D., and Reeves, R.R. 2008. Trend in aerial counts of beluga or white whales (*Delphinapterus leucas*) in Bristol Bay, Alaska, 1993–2005. *J. Cetacean Res. Manage.* 10(3): 201–207. doi: 10.47536/jcrm.v10i3.636.
- Marcoux, M., and Hammill, M.O. 2016. [Model Estimate of Cumberland Sound beluga \(*Delphinapterus leucas*\) population size and total allowable removals](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/077. iv + 35 p.
- Marcoux, M., Sherbo, B., Ghazal, M., Shuert, C., Gillespie, M., Lapierre Poulin, F., Breiter, C.-J., Biddlecombe, B., Stewart, J., Laing, J., Belanger, A.M., O'Doherty, S., Goulet, P., Davies-Marsh, A., et Watt, C.A. Sous presse. Abondance des stocks de narvals (Monodon Monoceros) dans l'Extrême-Arctique canadien d'après le relevé sur les cétacés mené dans l'Extrême-Arctique en 2023. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech.
- Matthews, C.J.D., Watt, C.A., Asselin, N.C., Dunn, J.B., Young, B.G., Montsion, L.M., Westdal, K.H., Hall, P.A., Orr, J.R., Ferguson, S.H., and Marcoux, M. 2017. [Estimated abundance of the Western Hudson Bay beluga stock from the 2015 visual and photographic aerial survey](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/061. v + 20 p.
- Matthews, C.J.D., Longstaffe, F.J., Parent, G.J., Hornby, C.A., and Watt, C.A. 2024. Discriminating Canadian Arctic beluga management stocks using dentine oxygen and carbon isotopes. *Endang. Species Res.* 54: 93-104. doi: 10.3354/esr01333.
- Mitchell, E., and Reeves, R.R. 1981. Catch history and cumulative catch estimates of initial population size of cetaceans in the Eastern Canadian Arctic. *Rep. Int. Whal. Comm.* 31: 645–682.
-

-
- Montana, L., Bringloe, T.T., Bourret, A., Sauvé, C., Mosnier, A., Ferguson, S.H., Postma, L., Lesage, V., Watt, C.A., Hammill, M.O., and Parent, G.J. 2024. Reduced Representation and Whole-Genome Sequencing Approaches Highlight Beluga Whale Populations Associated to Eastern Canada Summer Aggregations. *Evolutionary Applications* 17: 1–20. doi: 10.1111/eva.70058.
- Moore, S.E., Sheldon, K.E., Litzky, L.K., Mahoney, B.A., and Rugh, D.J. 2000. Beluga, *Delphinapterus leucas*, habitat associations in cook inlet, Alaska. *Mar. Fish. Rev.* 62: 60-80.
- MPO. 2019. [Avis sur la capture durable de bélugas de la population de la baie Cumberland selon un relevé aérien mené en 2017 et des estimations d'abondance modélisées](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2019/024.
- MPO. 2025. [Stratégie révisée de gestion des phoques de l'Atlantique](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2025/005.
- NAMMCO-JCNB Joint Working Group. 2021. Report of the Joint Working Group Meeting of the NAMMCO Scientific Committee Working Group on the Population Status of Narwhal and Beluga in the North Atlantic and the Canada/Greenland Joint Commission on Conservation and Management of Narwhal and Beluga Scientific Working Group, December 2021, Winnipeg, Canada. North Atlantic Marine Mammal Commission, Tromsø, Norway. v + 40 p.
- NAMMCO-North Atlantic Marine Mammal Commission (2023). Report of the Scientific Committee Ad hoc Working Group on Narwhal in East Greenland, December 2023, Copenhagen, Denmark.
- Norman, S.A., Hobbs, R.C., Goertz, C.E., Burek-Huntington, K.A., Sheldon, K.E., Smith, W.A., and Beckett, L.A. 2015. Potential natural and anthropogenic impediments to the conservation and recovery of Cook Inlet beluga whales, *Delphinapterus leucas*. *Mar. Fish. Rev.* 77: 89-105. doi: 10.7755/MFR.77.2.5.
- Parent, G.J., Mosnier, A., Montana, L., Cortial, G., St-Pierre, A.P., Bordeleau, X., Lesage, V., Watt, C., Postma, L., et Hammill, M.O. 2023. [Réexamen des populations de bélugas dans le complexe de la baie et du détroit d'Hudson et évaluation des répercussions sur les récoltes dans les unités de gestion du Nunavik et de Sanikiluaq](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/004. iv + 32 p.
- Pella, J.J., and Tomlinson, P.K. 1969. A generalized stock production model. *Inter-Am. Trop. Tuna Comm.* 13(3): 420–496.
- Plummer, M. 2003. JAGS: A program for analysis of Bayesian graphical models using Gibbs sampling. *In* Proceedings of the 3rd International Workshop on Distributed Statistical Computing. Edited by: K. Hornik, F. Leisch, and A. Zeileis. Vienna, Austria. p. 1–8.
- Plummer, M., Best, N., Cowles, K., Vines, K., Sarkar, D., Bates, D., Almond, R., and Magnusson, A. 2020. CODA: Output Analysis and Diagnostics for MCMC. R package version 0.19-4.
- Powers, D.M.W. 2011. Evaluation: from precision, recall and F-measure to ROC, informedness, markedness and correlation. *J. Mach. Learn. Tech.* 2: 37-63.
- Richard, P.R. 2013. [Size and trend of the Cumberland Sound beluga whale population, 1990 to 2009](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/159. iii + 28 p.
- Richard, P.R., and Pike, D.G. 1993. Small whale co-management in the Eastern Canadian Arctic: A case history and analysis. *Arctic* 46(2): 138–143.
-

-
- Richard, P., and Stewart, D.B. 2009. [Information relevant to the identification of critical habitat for Cumberland Sound belugas \(*Delphinapterus leucas*\)](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2008/085: iv + 24 p.
- Simard, Y., Loseto, L., Gautier, S., Roy, N. 2014. Monitoring beluga habitat use and underwater noise levels in the Mackenzie Estuary: Application of passive acoustics in summers 2011 and 2012. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3068: vi + 49 p.
- Stewart, D.B. 2018. Commercial and subsistence catches of beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from Cumberland Sound, Nunavut, 1840-2016. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3250: viii + 89 p.
- Storrie, L., Loseto, L.L., Sutherland, E.L., MacPhee, S.A., O’Corry-Crowe, G., and Hussey, N.E. 2023. Do beluga whales truly migrate? Testing a key trait of the classical migration syndrome. Movement Ecol. 11: 53. doi: 10.1186/s40462-023-00416-y.
- Su, Y., Yajima, M., and Baio, G. 2024. [R2jags: Using R to Run ‘JAGS’](#). R package version 0.8-9.
- Taylor, B.L., and DeMaster, D.P. 1993. Implications of non-linear density dependence. Mar. Mammal Sci. 9(4): 360–371. doi: 10.1111/j.1748-7692.1993.tb00469.x.
- Van de Walle, J., Tinker, M.T., et Sauvé, C. 2025. [Estimation de l’abondance et impact de la chasse pour le béluga des îles Belcher-est de la baie d’Hudson et de la baie James : mise à jour 2024](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2025/056. v + 71 p.
- Wade, P.R. 1998. Calculating limits to the allowable human-caused mortality of cetaceans and pinnipeds. Mar. Mammal Sci. 14(1): 1–37. doi: 10.1111/j.1748-7692.1998.tb00688.x
- Wade, P.R., and Angliss, R.P. 1997. Guidelines for assessing marine mammal stocks: report of the GAMMS workshop April 3-5, 1996, Seattle, Washington. U.S. Dep. Commer., NOAA Tech. Memo. NMFS-OPR-12: 93 p.
- Wade, P.R., Reeves, R.R., and Mesnick, S.L. 2012. Social and behavioural factors in cetacean responses to overexploitation: are odontocetes less “resilient” than mysticetes? J. Mar. Sci. 1: 567276. doi: 10.1155/2012/567276.
- Watt, C.A. 2021. Catch statistics for beluga (*Delphinapterus leucas*) harvested from the Eastern High Arctic – Baffin Bay and Cumberland Sound populations from 1977-2020. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3444: vii + 18 p.
- Watt, C.A., Orr, J., and Ferguson, S.H. 2016. A shift in foraging behaviour of beluga whales *Delphinapterus leucas* from the threatened Cumberland Sound population may reflect a changing Arctic food web. Endang Species Res. 31: 259-270. doi: 10.3354/esr00768.
- Watt, C.A., Marcoux, M., Hammill, M.O., Montsion, L., Hornby, C., Charry, B., Dunn, J.B., Ghazal, M., Hobbs, R., Lee, D.S., Mosnier, A., et Matthews, C.J.D. 2021. [Estimations de l’abondance et du total autorisé des captures débarquées, d’après le relevé aérien de 2017 de la population de béluga \(*Delphinapterus leucas*\) de la baie Cumberland](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/050. iv + 35 p.
- Watt, C.A., Montana, L., Hudson, J., et Parent, G.J. 2023. [Définition du stock et de la composition génétique des bélugas de la baie Cumberland \(*Delphinapterus leucas*\)](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/069. iv + 40 p.
- Wells, J.T. 1995. Chapter 6: Tide-dominated estuaries and tidal rivers. Develop. Sediment. 53: 179-205. doi: 10.1016/S0070-4571(05)80026-3.
-

-
- Westdal, K.H., Davies, J., McPherson, A., Orr, J., and Ferguson, S.H. 2016. Behavioural changes in belugas (*Delphinapterus leucas*) during a killer whale (*Orcinus orca*) attack in southwest Hudson Bay. Can. Field. Nat. 130: 315-319. doi: 10.22621/cfn.v130i4.1925.
- Williams, R., and Lusseau, D. 2006. A killer whale social network is vulnerable to targeted removals. Biol. Lett. 2: 497-500. doi: 10.1098/rsbl.2006.0510.

TABLEAUX ET FIGURES

Tableau 1. Sommaire du relevé photographique aérien des bélugas effectué dans la baie Cumberland en août 2023.

Date	Strate	Heure (UTC)	Heures de la marée haute (UTC)*	Hauteur de la marée (m)	Relevé répété	Transects	État de la mer selon l'échelle de Beaufort
25 août	Fjord Clearwater	14 h 40 à 16 h 32	16 h 27	5,02	1	1 à 22	0 à 1
25 août	Nord	16 h 32 à 17 h 40	16 h 27	5,02	1	1 à 5	1 à 3
25 août	Ensemble de la baie Cumberland	19 h 04 à 20 h 45	16 h 27	5,02	1	1 à 4, 13 à 16	1
25 août	Fjord Kangilo	15 h 09 à 17 h 12	16 h 27	5,02	1	1 à 13	1
26 août	Ensemble de la baie Cumberland	14 h 27 à 16 h 30 et 19 h 09 à 21 h 25	17 h 59	4,95	1	10 à 21	0 à 4
27 août	Fjord Kangilo	15 h 03 à 17 h 09	19 h 25	5,23	2	1 à 8	3 à 4
27 août	Fjord Clearwater	15 h 14 à 17 h 09	19 h 25	5,23	2	1 à 22	1
28 août	Fjord Kangilo	13 h 59 à 14 h 44	20 h 30	5,70	2	9 à 13	3
28 août	Nord	15 h 07 à 16 h 44	20 h 30	5,70	2	1 à 5	3 à 4
29 août	Ensemble de la baie Cumberland	14 h 33 à 16 h 23	21 h 21	6,20	1	5 à 9	1 à 2

Heures de marée haute extraites du site (<https://www.marees.gc.ca/fr/stations/04040/2023-08-25?tz=UTC&unit=m>)

Tableau 2. Estimations de l'abondance des bélugas tirées du relevé photographique effectué en août 2023. Des facteurs de correction pour tenir compte du biais de disponibilité (Ca) de 4,46 (coefficient de variation [CV] : 0,2) pour la tranche de 0 à 1 m ont été utilisés dans les cas où on a seulement observé les bélugas sortant la tête de l'eau, et de 2,06 (CV : 0,2) a été appliqué pour la tranche de 0 à 2 m lorsque la queue et/ou la tête des bélugas étaient visibles sous la surface de l'eau (voir la figure 2).

Strate	Date en août	Photos (nombre)	Superficie de la strate (km ²)	Superficie de la photo (km ²)	Nombre total de bélugas à la surface	Bélugas (nombre) de 0 à 1 m Ca 4,46	Bélugas (nombre) de 0 à 2 m Ca 2,06	$\hat{N}$ Ca	Densité ajustée	$\hat{N}$	CV (%)	Intervalle de conf. à 95 %
Fjord Clearwater	25	479	102,9	210,1	147	143	4	646	3,07	316	20,0	215 à 466
Fjord Clearwater	27	553	109,2	223,2	144	27	117	361	1,62	177	20,0	120 à 261
Moyenne pondérée	-	-	-	-	-	-	-	-	-	210	47,0	-
Nord	25	818	2 689	172,9	0	0	0	0	0	0	-	-
Nord	28	782	2 689	185,0	0	0	0	0	0	0	-	-
Fjord Kangilo	25	811	554	171,4	0	0	0	0	0	0	-	-
Fjord Kangilo	27 à 28	898	554	208,6	0	0	0	0	0	0	-	-
Ensemble de la baie Cumberland	25-26-29	5 290	21 593	1 153	0	0	0	0	0	0	-	-
Total	-	-	-	-	-	-	-	-	-	210	47,0	88 à 504

Tableau 3. Estimations antérieures et actuelles de l'abondance des bélugas de la baie Cumberland dans le fjord Clearwater, zone de concentration principale, nombre estimé d'individus à l'extérieur du fjord et total. Les facteurs de biais de disponibilité utilisés pour corriger le nombre d'individus afin de tenir compte de ceux qui ne sont pas à la surface dans le fjord Clearwater (Ca_{FC}) et à l'extérieur (Ca_{FCE}) sont fournis avec les estimations de l'abondance à l'intérieur (N_{FC}) et à l'extérieur (N_{FCE}) du fjord Clearwater pour chaque relevé. L'abondance totale (N_{Total}), le coefficient de variation (CV) et le % des baleines se trouvant à l'extérieur du fjord sont également indiqués. Une couverture photographique complète a été effectuée dans le fjord Clearwater en 2014, 2017 et 2023, et des relevés systématiques visuels ont eu lieu à l'extérieur du fjord Clearwater pour toutes les années sauf 2023, où un relevé photographique systématique a été effectué.

Année	Ca_{FC}	N_{FC}	Ca_{FCE}	N_{FCE}	N_{Total}	CV	% à l'extérieur	Couverture photographique complète, photographique	Strate	Référence
1990	2,57	1 180	2,54	0	1 180	0,10	0	Photographique complet, systématique visuel	Fjord Clearwater, Nord	Richard 2013
1999	2,57	1 924	2,54	347	2 270	0,09	15	Photographique complet, systématique visuel	Fjord Clearwater, Nord et Ouest	Richard 2013
2009	2,57	303	2,54	546	849	0,38	64	Photographique complet, systématique visuel	Fjord Clearwater, Nord et Ouest	Richard 2013
2014	4,46 et 2,06	603	2,54	548	1 151	0,21	48	Photographique complet, systématique visuel	Fjord Clearwater, Nord et Ouest	Marcoux <i>et al.</i> 2016
2017	4,46 et 2,06	301	2,54	1 379	1 749	0,42	31	Photographique complet, systématique visuel	Fjord Clearwater, fjord Kangilo, Nord et Ouest	Watt <i>et al.</i> 2021
2023	4,46 et 2,06	210	-	-	210	0,47	0	Photographique complet, systématique photographique	Fjord Clearwater, fjord Kangilo, Nord et Ensemble de la baie Cumberland	Présente étude

Tableau 4. Prises déclarées et quotas de bélugas dans la baie Cumberland de 1960 à 2025. Les données de 1960 à 1972 proviennent de Stewart (2004, rapport inédit); de 1973 à 1976, du comité de planification sur le béluga du sud-est de l'île de Baffin (1994, rapport inédit), de 1977 à 2020, de Watt (2021) et de 2021 à 2025, de données inédites du MPO. Aucune prise n'a été déclarée pour plusieurs années depuis 2004. Pour ces années, on a supposé que tout le quota avait été capturé.

Année	Débarquements déclarés	Année	Débarquements déclarés	Quota	Année	Quota	Débarquements déclarés
1960	155	1989	42	-	2018	41	41
1961	60	1990	36	-	2019	41	41
1962	52	1991	31	35	2020	41	41
1963	167	1992	35	35	2021	41	41
1964	69	1993	15	35	2022	41	41
1965	65	1994	35	35	2023	41	42
1966	80	1995	31	35	2024	41	41
1967	60	1996	41	35	2025	41	41
1968	28	1997	47	35	-	-	-
1969	27	1998	35	35	-	-	-
1970	60	1999	50	35	-	-	-
1971	50	2000	37	35	-	-	-
1972	61	2001	39	35	-	-	-
1973	43	2002	41	41	-	-	-
1974	44	2003	46	41	-	-	-
1975	50	2004	-	41	-	-	-
1976	120	2005	-	41	-	-	-
1977	178	2006	52	41	-	-	-
1978	85	2007	48	41	-	-	-
1979	70	2008	-	41	-	-	-
1980	43	2009	-	41	-	-	-
1981	45	2010	-	41	-	-	-
1982	40	2011	42	41	-	-	-
1983	44	2012	-	41	-	-	-
1984	40	2013	-	41	-	-	-
1985	44	2014	-	41	-	-	-
1986	26	2015	18*	41	-	-	-
1987	40	2016	41	41	-	-	-
1988	46	2017	34	41	-	-	-

*L'importante couverture de glace en 2015 a limité la chasse.

Tableau 5. Essais du modèle de population évaluant les changements du paramètre de forme de la fonction dépendante de la densité (thêta), de la capacité de charge, du taux d'augmentation de la population (λ_{Max}) et de la population de départ de bélugas de la baie Cumberland. Toutes les exécutions des modèles ont commencé avec les données sur la récolte de 1960. Les quantiles 0,0275, 0,25, 0,5, 0,75 et 0,975 de la fonction dgamma (8, 0, .0015) sont à 3 466, 5 973, 7 687, 9 704 et 14 429, respectivement. Les caractères gras indiquent le modèle final présenté.

Modèle	Thêta	Capacité de charge (K)	λ_{Max}	Population de départ
1	1	Uniform(2 000–15 000)	Uniform(1,01–1,05)	1 000 à 4 000
2	Uniform(1,3)	Uniform(2 000–15 000)	Uniform(1,01–1,05)	1 000 à 4 000
3	2	Uniform(2 000–15 000)	Uniform(1,01–1,05)	2 000 à 5 000
4	Uniform(1,3)	dgamma(8, 0,0015)	Uniform(1,01–1,05)	2 000 à 5 000
5	1	dgamma(8, 0,0015)	Uniform(1,005–1,05)	2 000 à 5 000
6	1	Uniform(2 000–15 000)	Uniform(1,005–1,05)	20 à 100 % K

Tableau 6. Distributions a priori, paramètres et hyperparamètres utilisés dans le modèle final de population de bélugas de la baie Cumberland (modèle 6 du tableau 5). « dist. » désigne un hyperparamètre avec sa propre distribution a priori.

Paramètres	Notation	Distribution a priori	Hyperparamètres	Valeurs
Erreur de relevé (t)	ε_{st}	Log-normale	μ_s τ_s	0 <i>dist.</i>
Précision (relevé)	τ_s	Gamma	α_s β_s	2,5 0,4
Erreur de processus (t)	ε_{pt}	Log-normale	μ_p τ_p	0 <i>dist.</i>
Précision (processus)	τ_p	Gamma	α_p β_p	1,5 0,00005
Fonction de forme de dépendance de la densité (thêta)	Θ	Fixe	-	1
Abattus et perdus*	A et P	Bêta	α_{sl} β_{sl}	3 4
Population initiale	N_{1960}	Uniforme	N_{upp} N_{low}	100 % K 20 % K
Capacité de charge	K	Uniforme	N_{upp} N_{low}	2 000 15 000
Lambda _{Max}	λ_{max}	Uniforme	N_{upp} N_{low}	1,005 1,05

*Les animaux abattus et perdus comprennent également les prises non déclarées.

Tableau 7. Sorties du modèle 6 (voir le tableau 5) pour les bélugas dans la baie Cumberland. La moyenne, l'écart type (ET), la médiane (50^e Q), le 25^e et le 75^e quantiles (25^e Q, 75^e Q), les intervalles de crédibilité à 95 % (IC à 2,5 %, IC à 97,5 %) sont indiqués pour les paramètres suivants du modèle et leurs valeurs a priori (prior) : capacité de charge (K), taux de croissance maximal (λ_{max}), erreur de processus (process), précision du relevé (surv), population de départ (startpop), abattus et perdus (S&L) et taille de la population en 2018 (N_{2026}). $\hat{R}$ est la statistique de Brooks-Gelman-Rubin; les valeurs proches de 1 indiquent la convergence des chaînes. N.eff est le nombre de chaînes efficaces après la prise en compte de l'autocorrélation.

Paramètre	Moyenne	ET	IC à 2,5 %	25 ^e Q	50 ^e Q	75 ^e Q	IC à 97,5 %	$\hat{R}$	N.eff
K	7 612,81	3 065,68	3 565,14	5 082,21	6 841,32	9 765,68	14 261,67	1,00	8 400,00
K.prior	8 495,26	3 755,09	2 318,49	5 239,61	8 506,72	11 749,98	14 668,38	1,00	5e+05
Theta	1,00	0,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
deviance	92,34	1,95	89,99	91,00	91,89	93,17	97,39	1,00	5e+05
λ_{max}	0,02	0,01	0,01	0,01	0,02	0,03	0,05	1,00	68 000,00
λ_{prior}	0,03	0,01	0,01	0,02	0,03	0,04	0,05	1,00	5e+05
prec.process	29 994,52	24 488,52	2 179,19	12 120,08	23 652,55	41 073,96	93 792,54	1,00	70 000,00
prec.process.prior	30 008,62	24 477,88	2 164,58	12 125,25	23 667,41	41 155,29	93 171,17	1,00	5e+05
prec.surv	4,52	2,08	1,43	3,01	4,20	5,69	9,42	1,00	5e+05
prec.surv.prior	6,25	3,95	1,03	3,35	5,45	8,29	16,03	1,00	190 000,00
startpop	3 717,71	701,85	2 426,46	3 210,99	3 702,17	4 201,85	5 111,45	1,00	44 000,00
startpop.prior	3 717,71	701,85	2 426,46	3 210,99	3 702,17	4 201,85	5 111,45	1,00	44 000,00
S&L	0,46	0,17	0,14	0,34	0,46	0,59	0,80	1,00	260 000,00
S&L prior	0,43	0,18	0,12	0,30	0,42	0,55	0,78	1,00	5e+05
N_{2026}	295,91	247,36	1,00	128,43	245,50	401,03	904,70	1,00	2e+05

Tableau 8. Probabilité (P) de déclin des bélugas de la baie Cumberland sous différents niveaux de prises annuelles débarquées par rapport à l'estimation modélisée de l'abondance de la population en 2026 après 10 ans de chasse.

P (%)	Prises débarquées
0	0
5	0
10	1
15	1
20	1
25	2
30	2
40	3
50	4
60	5
70	6
80	8
90	14
95	35
100	41

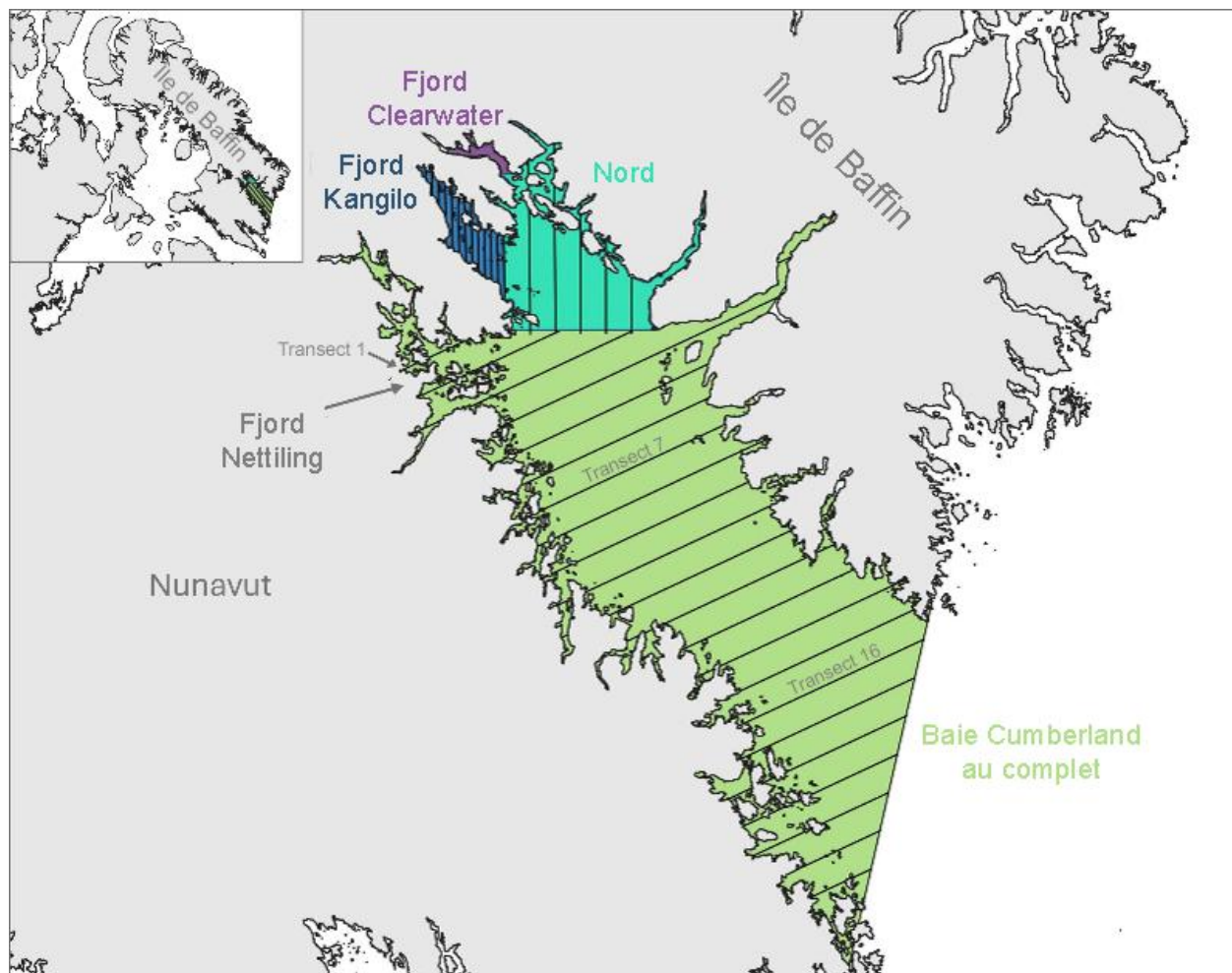
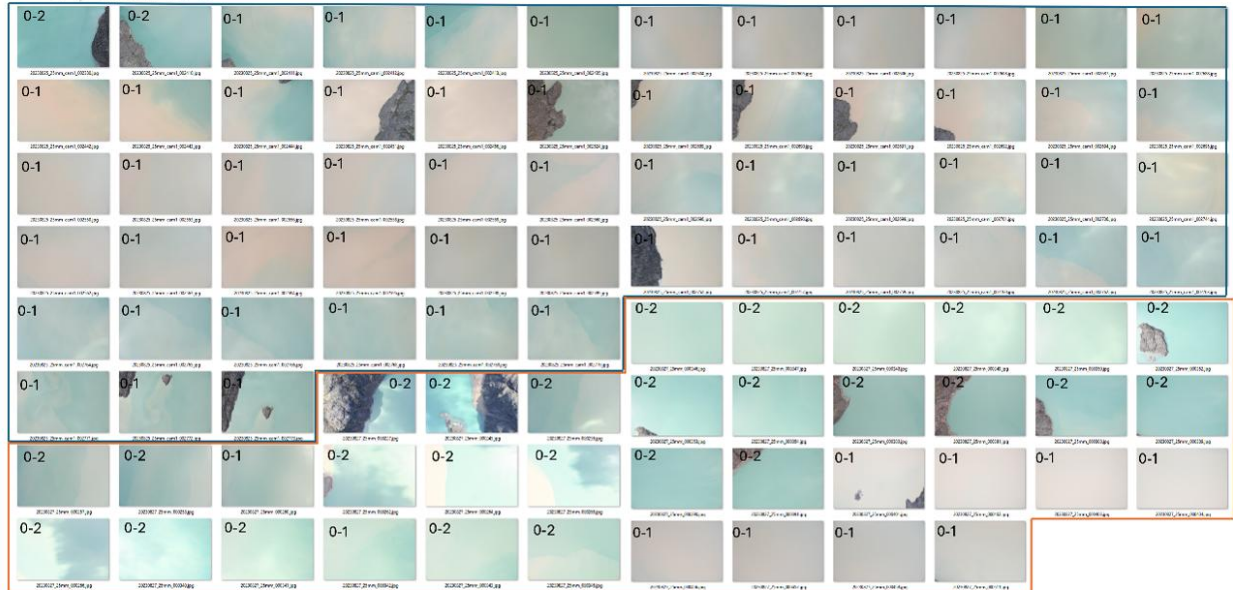


Figure 1. Carte indiquant les quatre strates et les lignes de transect recensées lors du relevé aérien des bélugas dans la baie Cumberland en 2023.

A 25 août 2023



27 août 2023

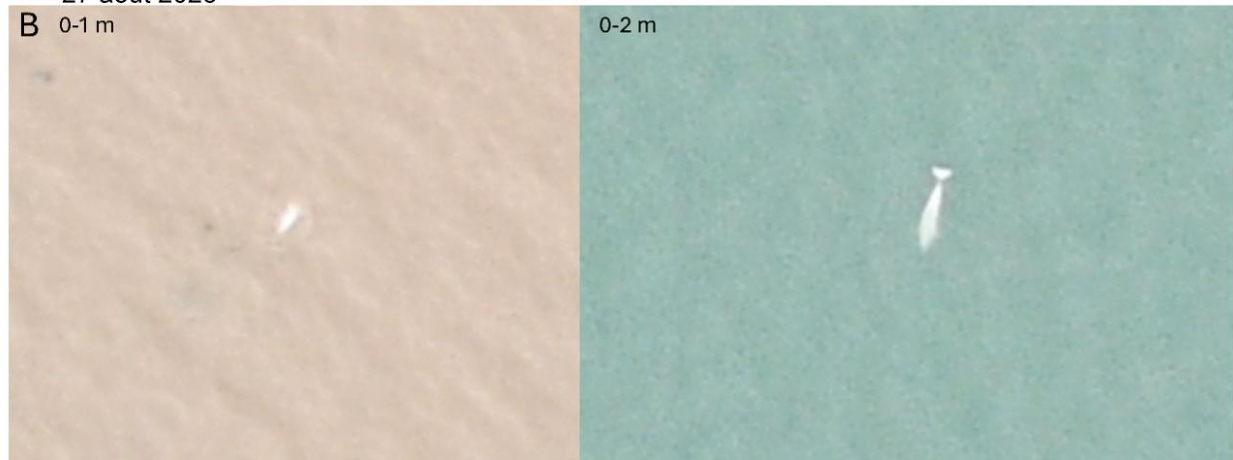


Figure 2. A) Photographies individuelles comportant des détections de bélugas dans la baie Cumberland pour lesquelles une correction du biais de disponibilité a été jugé nécessaire pour les tranches de 0 à 1 m ou de 0 à 2 m le 25 août (en bleu) et le 27 août (en orange) 2023; et B) exemples de baleines, dans des eaux troubles (0 à 1 m) et limpides (0 à 2 m).

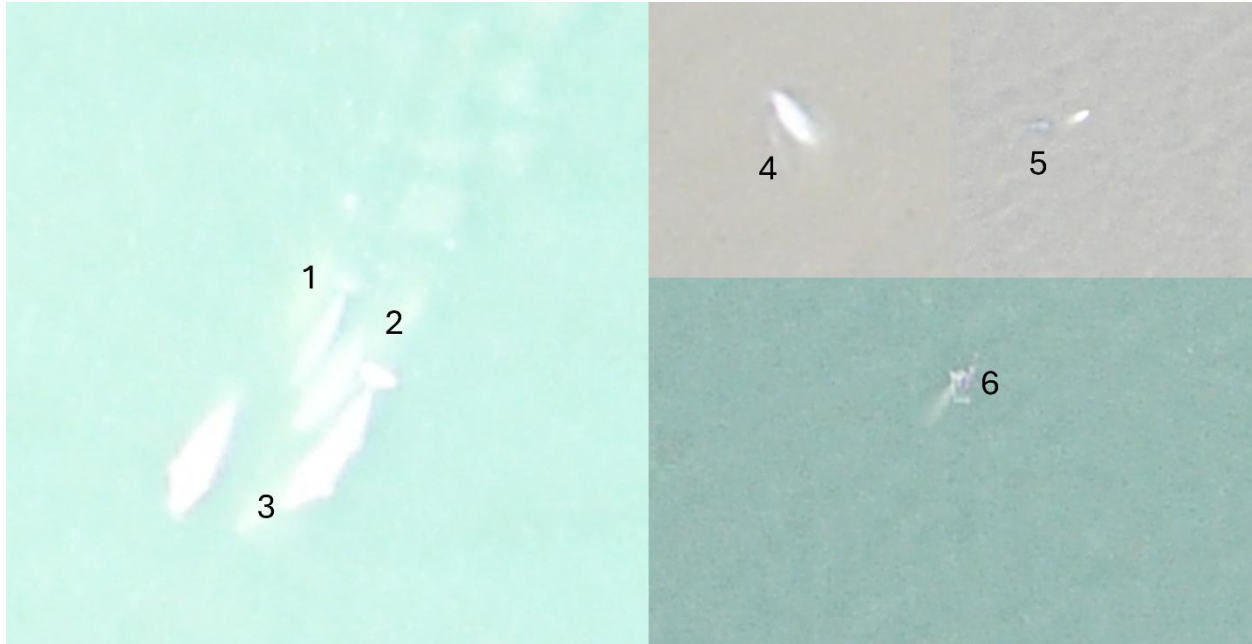


Figure 3. Les bélugas omis par le détecteur automatique étaient des baleines sous l'eau (1, 2 et 3) et des baleineaux gris avec leur mère présumée (4, 5 et 6). Ces baleines ont été identifiées dans le cadre d'une analyse post hoc non en aveugle et ont été incluses dans l'analyse.

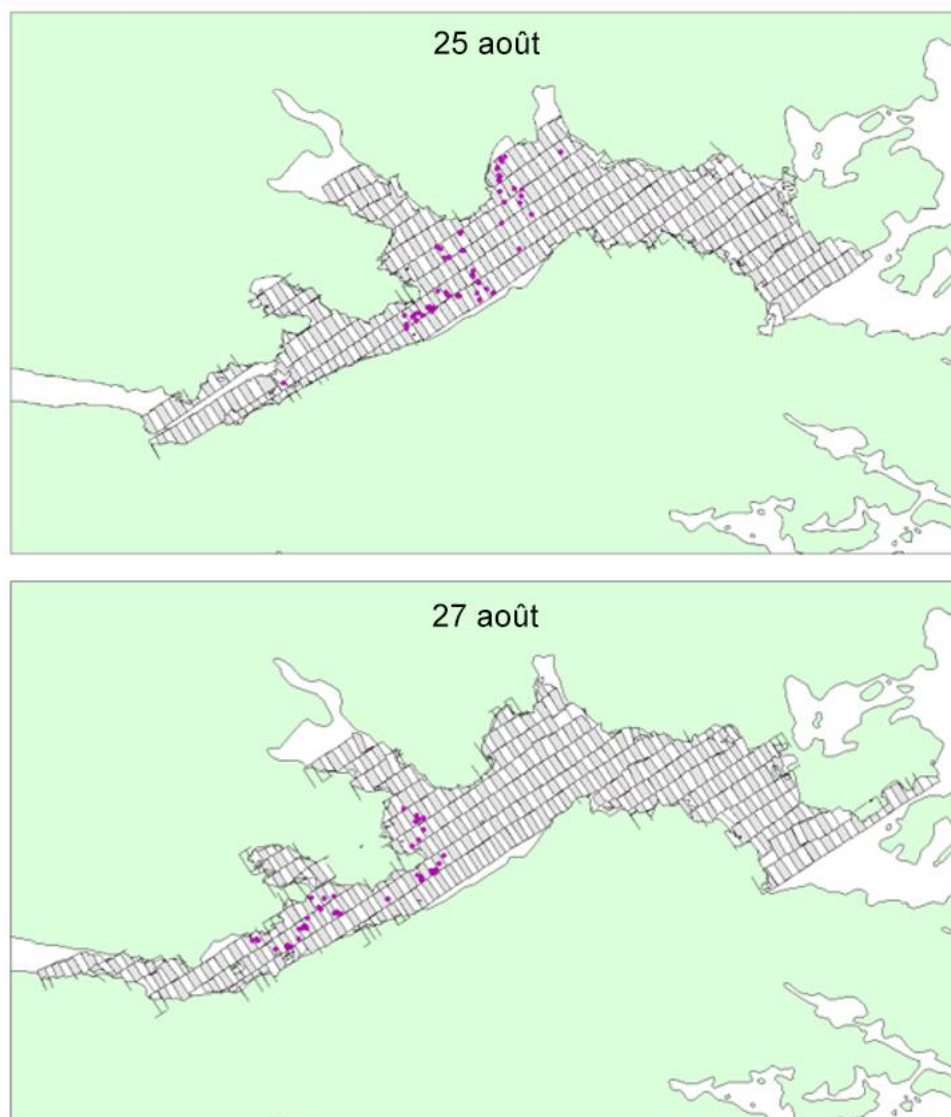


Figure 4. Carte des deux relevés photographiques du fjord Clearwater montrant la détection des bélugas individuels et la couverture géographique de chaque photographie : a) le 25 août et b) le 27 août 2023.

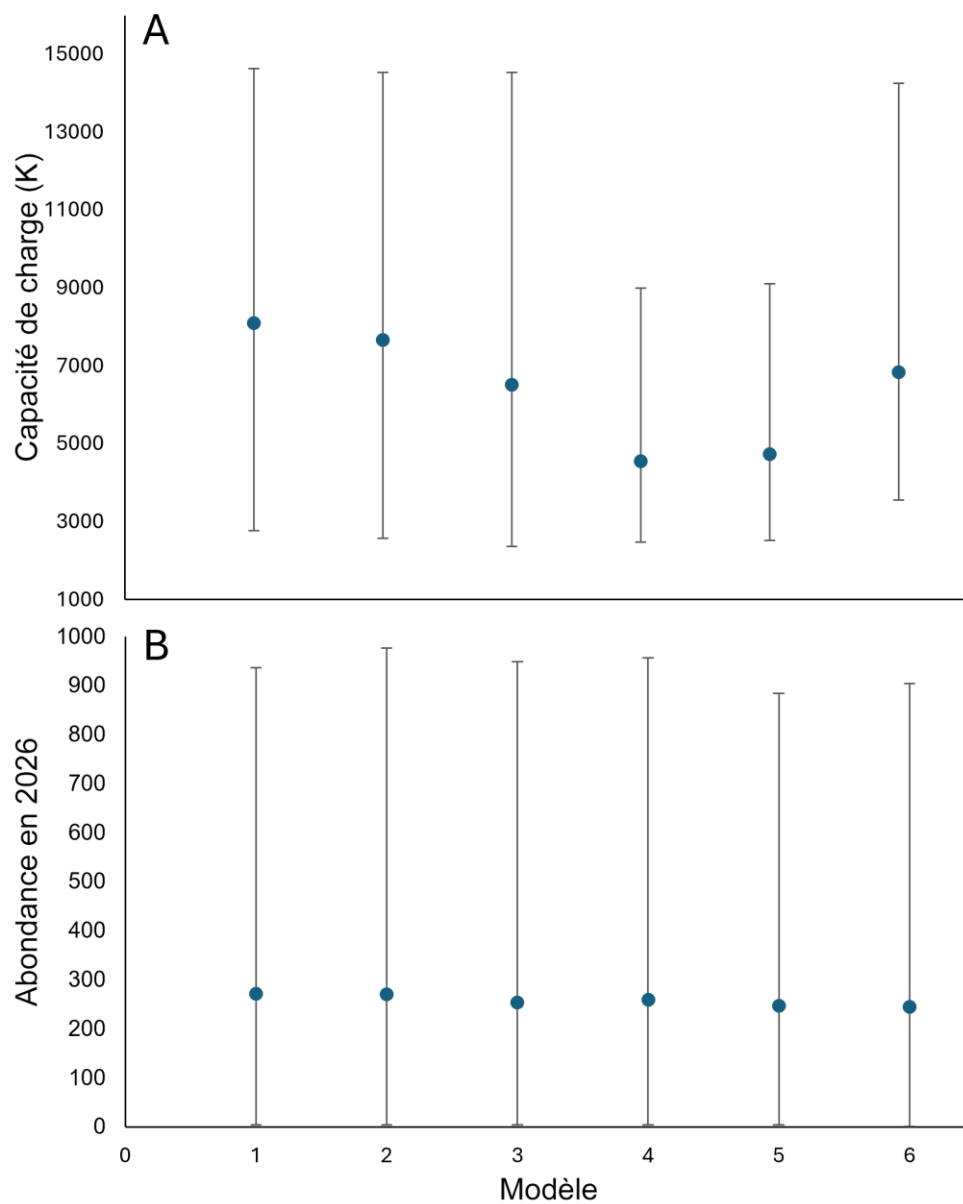


Figure 5. Sensibilité de la médiane A) de la capacité de charge et B) de l'abondance en 2026 (IC à 95 %) aux hyperparamètres utilisés dans les distributions a priori pour la population de bélugas de la baie Cumberland (voir le tableau 5).

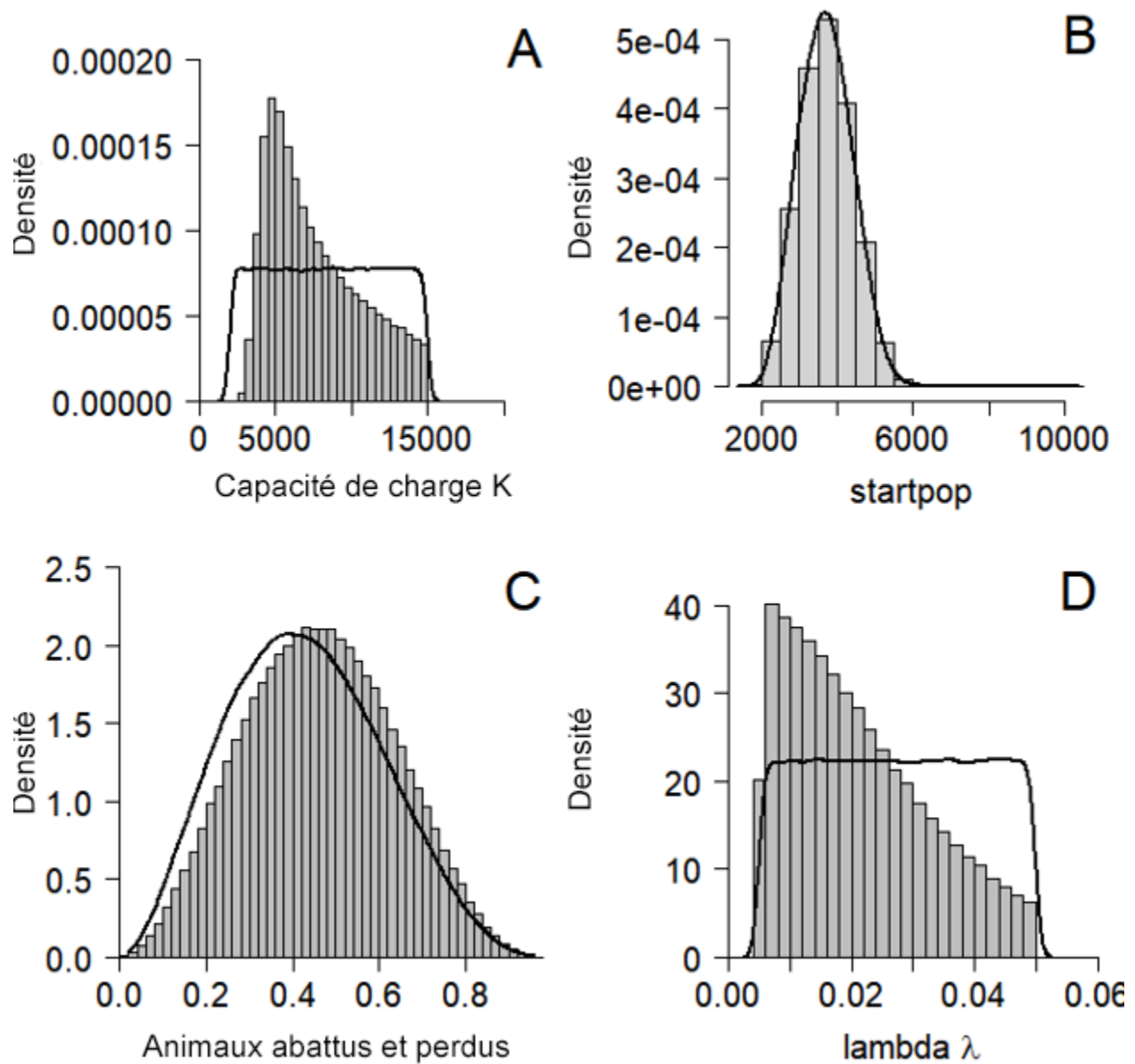


Figure 6. Les tracés indiquent les valeurs a priori (lignes) et a posteriori (histogrammes) pour A) la capacité de charge (K), B) la population initiale, C) le nombre d'animaux abattus et perdus (A et P) et D) λ (λ_{MAX}) lorsque $\theta = 1$ pour la population de bélugas de la baie Cumberland (modèle 6 dans le tableau 5).

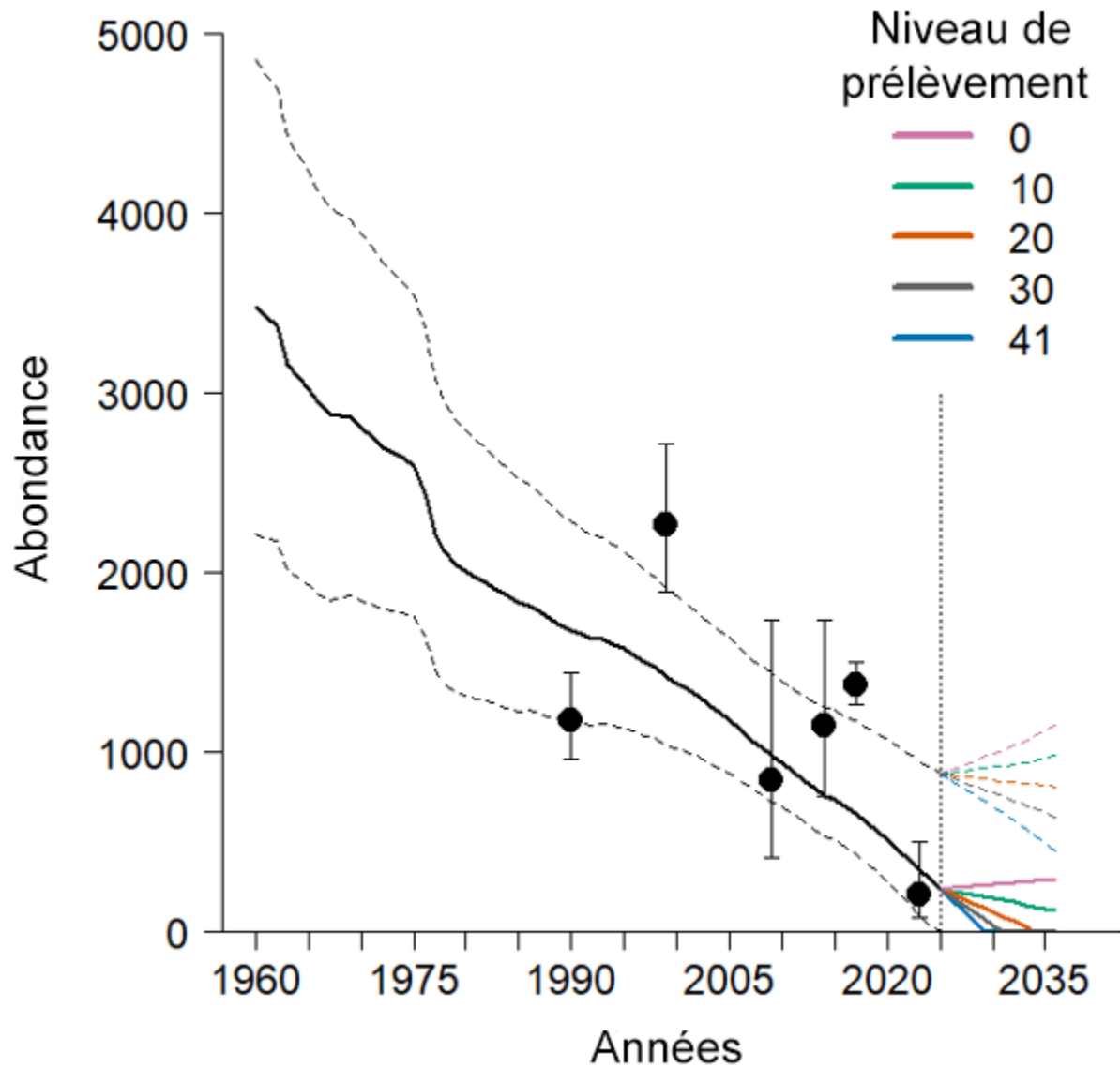


Figure 7. Estimations des variations de l'abondance de la population de bélugas de la baie Cumberland, déterminées après l'ajustement du modèle de population aux estimations de l'abondance provenant des relevés aériens menés de 1990 à 2023. La ligne pleine représente l'estimation médiane et les lignes pointillées, l'intervalle de confiance à 95 %. Après l'année 2025, les lignes représentent les projections de la population future en fonction d'un niveau de prise annuel de 0 à 41 bélugas.

ANNEXE

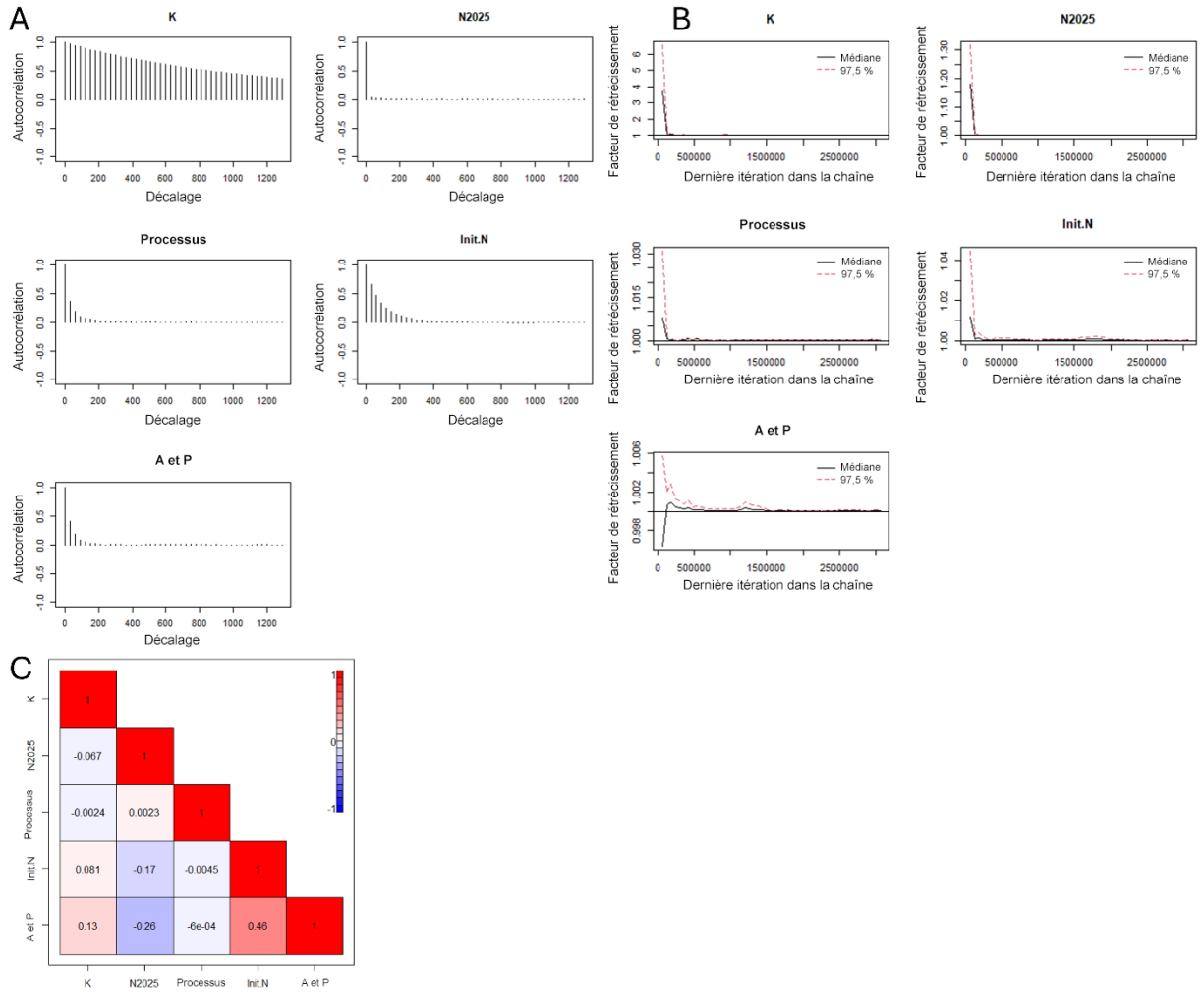


Figure A1. Le modèle a été ajusté aux données sur les prises (de 1960 à 2024) et aux données corrigées des relevés aériens (de 1990 à 2023). Les tracés révèlent un changement dans A) l'autocorrélation, B) les résultats du test de Brooks-Gelman-Rubin et C) la corrélation croisée.