



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 2025/056

Région du Québec

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

Joanie Van de Walle¹, M. Tim Tinker², et Caroline Sauvé¹

¹Institut Maurice-Lamontagne
Pêches et Océans Canada
850, route de la Mer
Mont-Joli, Québec, G5H 3Z4

²Nhydra Ecological Consulting
St. Margaret's Bay, NS B3Z 2G6

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/>
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, 2025

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

ISSN 2292-4272
ISBN 978-0-660-78459-5 N° cat. Fs70-5/2025-056F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

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.

Also available in English :

Van de Walle, J., Tinker, M.T., and Sauvé, C. 2025. Abundance Estimate and Harvest Impacts on Belcher Islands-Eastern Hudson Bay and James Bay Beluga: 2024 Update. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2025/056. v + 66 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	v
INTRODUCTION	1
MATÉRIELS ET MÉTHODES.....	4
SOURCES DE DONNÉES.....	4
Estimations de l'abondance tirées des relevés aériens	4
Nombre d'animaux récoltés	5
Composition génétique de la récolte.....	5
Taux de gestation.....	6
Structure de la récolte selon l'âge et le sexe	6
Proportion de femelles en lactation dans la récolte	7
DESCRIPTION DU MODÈLE – BREF APERÇU.....	7
ANALYSE DU MODÈLE ET SCÉNARIOS.....	9
OBJECTIF DE GESTION ACTUEL POUR LE STOCK DE BÉLUGAS BEL-EBH	9
Rendement maximal durable du MPO (RMD-MPO)	10
Scénarios alternatifs.....	10
PRÉLÈVEMENT BIOLOGIQUE POTENTIEL (PBP)	10
IMPACT DE LA RÉPARTITION GÉOGRAPHIQUE ET SAISONNIÈRE DE LA RÉCOLTE SUR LES NIVEAUX DE RÉCOLTE ADMISSIBLES COMPATIBLES AVEC LES OBJECTIFS DE GESTION	11
RÉSULTATS.....	12
ÉTAT DU STOCK DE BÉLUGAS BEL-EBH ET AVIS SUR LA RÉCOLTE	12
Abondance et tendances de population – BEL-EBH	12
Avis sur les récoltes – Stock de bélugas BEL-EBH	13
Prélèvement biologique potentiel – stock de bélugas BEL-EBH.....	14
ÉTAT DU STOCK DE BÉLUGAS DE LA BAIE JAMES	14
IMPACT DE LA RÉPARTITION GÉOGRAPHIQUE ET SAISONNIÈRE DE LA RÉCOLTE SUR LES NIVEAUX DE RÉCOLTE ADMISSIBLES COMPATIBLES AVEC LES OBJECTIFS DE GESTION POUR LE STOCK BEL-EBH.....	15
DISCUSSION.....	15
REMERCIEMENTS	18
RÉFÉRENCES CITÉES	18
TABLEAUX	24
FIGURES	31
ANNEXE 1	42
DESCRIPTION COMPLÈTE DU MODÈLE DE POPULATION INTÉGRÉ	42
Modèle de processus	42
La survie en tant que risques concurrents	45
Taux de gestation.....	48

MODÈLE DE DONNÉES	48
VALEURS A PRIORI.....	51
ANALYSE DU MODÈLE	52
Ajustement et validation du modèle	52

RÉSUMÉ

L'évaluation des stocks de béluga du Nunavik est fondée sur des modèles de population. Un nouveau modèle de population a récemment été élaboré pour le stock de bélugas des îles Belcher et de l'est de la baie d'Hudson. Le nouveau modèle est un modèle de population intégré (MPI) bayésien alimenté par plusieurs sources d'information (estimations de l'abondance fondées sur des relevés aériens, taux de gestation, structure d'âge, de sexe et d'état reproducteur, niveaux de récolte et représentation génétique de chaque stock dans la récolte). En 2024, un nouveau relevé aérien a été effectué pour évaluer l'abondance des stocks de béluga des îles Belcher et de l'est de la baie d'Hudson (BEL-EBH) et de la baie James (JAM). Nous avons utilisé le modèle de population intégré ajusté à la nouvelle estimation issue du relevé de 2024 et mis à jour les données de toutes les sources pour évaluer l'abondance, la tendance et l'état des stocks BEL-EBH et JAM. De plus, nous présentons un avis sur les niveaux de récolte potentiels pour le stock de bélugas BEL-EBH en fonction de l'objectif de gestion actuel et selon des scénarios de gestion alternatifs. D'après le modèle de population intégré, l'abondance du stock BEL-EBH en 2024 était de 2 200 (interval de crédibilité [IC] à 95 % = [1 800; 2 500]) bélugas et diminuerait à un taux de 5,1 % (IC à 95 % = [3,6; 7,2]) par année depuis 2021. On estime que depuis 2021, 140 bélugas du stock BEL-EBH sont récoltés en moyenne chaque année. D'après le cadre de rendement maximal durable du MPO, le point de référence limite (PRL) a été estimé à 1 900 bélugas et le point de référence de précaution (PRP) à 3 900 bélugas pour le stock BEL-EBH. Aucun niveau de récolte de béluga du stock BEL-EBH ne respecterait le plan de gestion actuel qui vise une probabilité de 50 % que le stock atteigne ou dépasse 3 400 individus au cours des cinq à dix prochaines années, et aucun niveau ne permettrait au stock d'atteindre ou de dépasser le PRP sur une période de 5 à 10 ans avec une probabilité de plus de 50 %. Les simulations montrent que le stock atteindrait un état de quasi-extinction (moins de 50 femelles matures) d'ici 15 ans si les niveaux de prise actuels étaient maintenus. Des scénarios de gestion alternatifs ont également été explorés et les niveaux de récolte permettant d'atteindre les objectifs correspondants sont présentés. Selon l'estimation du modèle de 2024, le prélèvement biologique potentiel annuel pour le stock BEL-EBH est de quatre bélugas. D'après le modèle de population intégré, l'abondance du stock JAM en 2024 a été estimée à 16 000 (IC à 95 % = [12 300; 20 600]) bélugas et était apparemment stable depuis 2021. On estime que 31 bélugas du stock JAM sont récoltés en moyenne chaque année depuis 2021. Le PRP pour le stock JAM est estimé à 8 800 et le PRL à 4 400. Le prélèvement biologique potentiel annuel pour le stock JAM est de 245 bélugas.

INTRODUCTION

Le béluga (*Delphinapterus leucas*) est largement réparti dans les eaux arctiques et subarctiques, et une proportion importante de son aire de répartition mondiale se trouve dans les eaux canadiennes (NAMMCO 2018; Hobbs *et al.* 2019). La division des stocks de bélugas est fondée sur l'importante fidélité intra- et inter-annuelle aux aires d'estivage d'après les observations comportementales (Caron et Smith 1990), les modèles spatio-temporels (Bailleul *et al.* 2012a), les différences dans les isotopes stables et les contaminants (Rioux *et al.* 2012), et le caractère génétique distinctif (Brennin *et al.* 1997; Brown Gladden *et al.* 1997, 1999; de March *et al.* 2004; de March et Postma 2003; Postma *et al.* 2012; Turgeon *et al.* 2012; Colbeck *et al.* 2013; Parent *et al.* 2023). Ces caractéristiques rendent le béluga plus vulnérable à l'extinction locale et pourraient réduire sa capacité d'adaptation aux changements locaux ainsi que sa capacité de recolonisation des régions d'où il est disparu (Wade *et al.* 2012, O'Corry-Crowe *et al.* 2018, 2020).

On sait que quatre stocks de bélugas habitent ou migrent le long des côtes du Nunavik : le béluga de la baie d'Ungava (UNG), de la baie James (JAM), de l'ouest de la baie d'Hudson (OBH) et des îles Belcher-est de la baie d'Hudson (BEL-EBH). Le stock BEL-EBH est un stock mixte composé de deux populations génétiquement distinctes (les îles Belcher [BEL] et l'est de la baie d'Hudson [EBH]; Parent *et al.* 2023) dont les aires de répartition estivales se chevauchent (figure 1). Compte tenu de ce chevauchement important et du fait qu'il n'est pas possible de les distinguer lors des relevés aériens et d'en produire des estimations distinctes d'abondance, ces deux populations génétiques sont gérées ensemble en tant que stock BEL-EBH (Hammill *et al.* 2023; Sauvé *et al.* 2024).

Les bélugas du stock BEL-EBH passent l'été dans les estuaires et les eaux du large de l'arc de l'est de la baie d'Hudson (c.-à-d. la courbe du sud-est de la baie d'Hudson, qui s'étend des îles Hopewell jusqu'à la jonction avec la baie James). La répartition du stock en été peut s'étendre jusqu'à 60 km à l'ouest des îles Belcher (figure 1; Bailleul *et al.* 2012b). Historiquement, les rassemblements les plus importants étaient observés en juillet et en août dans le lac Tasiujaq (l'ancien golfe de Richmond), la Grande rivière de la Baleine, la Petite rivière de la Baleine et la rivière Nastapoka (Smith et Hammill 1986; Caron et Smith 1990). La surexploitation commerciale au 19^e siècle a décimé le nombre de bélugas qui passent l'été dans la Grande rivière de la Baleine (Reeves et Mitchell 1987). Bien que des observations occasionnelles soient encore signalées dans l'estuaire de la rivière Nastapoka, aucun béluga n'a été vu dans cet estuaire ou dans le lac Tasiujaq lors des relevés aériens depuis 2004 et 1993, respectivement (Kingsley 2000; Gosselin *et al.* 2017; COSEpac 2020a; St-Pierre *et al.* 2024). À l'heure actuelle, l'estuaire de la Petite rivière de la Baleine semble être le principal site côtier pour les rassemblements de bélugas dans l'arc de l'est de la baie d'Hudson en été. À l'automne, les bélugas de l'est de la baie d'Hudson entreprennent leur migration saisonnière le long de la côte du Nunavik et peuvent parfois traverser la baie d'Ungava pour atteindre leurs aires d'hivernage dans le détroit d'Hudson et le long de la côte du Labrador (Lewis *et al.* 2009; Bailleul *et al.* 2012a). C'est là qu'ils se mélangent avec d'autres stocks de bélugas migrateurs pendant l'hiver (Bailleul *et al.* 2012b; Turgeon *et al.* 2012; Parent *et al.* 2023), bien que le croisement entre les populations semble limité (Montana *et al.* 2024). Une partie des bélugas du stock BEL-EBH demeure également dans la région des îles Belcher tout au long de l'année (Parent *et al.* 2023).

Les bélugas de la baie James constituent une population reproductrice distincte et sont répartis dans toute la baie, jusqu'à l'île Long, au nord (COSEpac 2020). Deux zones de fortes concentrations ont été régulièrement identifiées lors des relevés aériens : le sud-est de l'île Akimiski et la côte nord-ouest de la baie (Smith et Hammill 1986; Kingsley 2000; Gosselin et

al. 2002, 2009, 2013, 2017; Gosselin 2005; St-Pierre *et al.* 2024; Sauvé *et al.* 2025). Selon des études de télémétrie (Bailleul *et al.* 2012) et le savoir traditionnel inuit, Qaujimajatuqangit (McDonald *et al.* 1997; Dodge *et al.* 2002; Lewis *et al.* 2009; Breton-Honeyman *et al.* 2013), les déplacements saisonniers du béluga de la baie James sont limités, la plupart des animaux restent dans les zones de la baie James et du sud de la baie d'Hudson (Bailleul *et al.* 2012a; Parent *et al.* 2023). On trouve également des bélugas le long de la côte ontarienne de la baie d'Hudson (Richard 2004), et on ne sait pas avec certitude si les bélugas observés dans la partie nord-ouest de la baie James pendant les relevés pourraient être le résultat de déplacements entre ces deux régions.

Les bélugas du stock BEL-EBH sont récoltés par les chasseurs du Nunavik pendant l'été et durant les périodes de migration du printemps et de l'automne, et ils peuvent l'être toute l'année par les chasseurs de Sanikiluaq (Nunavut; figure 1). La gestion du béluga au Nunavik repose sur des estimations de l'abondance en été et sur une compréhension de la composition des stocks dans la récolte, qui varie spatio-temporellement. Depuis 1985, une série de neuf relevés aériens systématiques couvrant toute l'étendue de l'aire de répartition du stock permet de suivre l'abondance estivale du stock de bélugas BEL-EBH (Kingsley 2000; Gosselin *et al.* 2002, 2009, 2013, 2017; Gosselin 2005; St-Pierre *et al.* 2024; Sauvé *et al.* 2025). De plus, depuis les années 1980, les pêcheurs du Nunavik et du Nunavut ont fourni des échantillons de peau prélevés sur leurs prises. Ces échantillons ont été utilisés pour estimer la proportion relative des différents stocks dans la récolte (Brown Gladden *et al.* 1997; de March *et al.* 2002, 2004; de March et Postma 2003; Turgeon *et al.* 2009, 2012; Postma *et al.* 2012; Postma 2017; Parent *et al.* 2023).

La récolte des bélugas du stock BEL-EBH par les communautés du Nunavik est actuellement gérée dans le cadre d'un plan de gestion sur cinq ans (de 2021 à 2026). L'objectif de gestion est d'avoir une probabilité de 50 % ou plus que le stock demeure égal ou supérieur à 3 400 bélugas de l'est de la baie d'Hudson après cinq ans. Le seuil de 3 400 prévu dans le plan de gestion a été établi en fonction des meilleures données scientifiques disponibles au moment de l'élaboration du plan de gestion (MPO 2020). On estimait alors que le stock augmentait légèrement ou demeurait stable, avec une abondance de 3 400 individus en 2016. Ces objectifs seraient atteints grâce à une combinaison de limites de récolte dans la zone côtière du sud-est de la baie d'Hudson (« l'arc ») et de fermetures saisonnières et régionales dans le nord-est de la baie d'Hudson, le détroit d'Hudson et la baie d'Ungava.

Depuis la mise en œuvre de ce plan de gestion, un relevé aérien supplémentaire a été effectué en 2021 et de nouveaux facteurs de correction (biais de disponibilité et de perception) pour les animaux manqués pendant les relevés ont été élaborés et appliqués rétrospectivement aux estimations de l'abondance en surface des relevés antérieurs (St-Pierre *et al.* 2024). En outre, une nouvelle analyse des échantillons génétiques a mis en évidence le fait que les bélugas qui passent l'été dans l'arc de l'est de la baie d'Hudson et qui sont dénombrés durant les relevés aériens appartenaient à deux populations plutôt qu'à une seule (celles des îles Belcher et de l'est de la baie d'Hudson plutôt que la seule population de l'est de la baie d'Hudson), et représentent donc un stock mixte (Parent *et al.* 2023). Un modèle de population intégrant cette information mise à jour a estimé que le stock BEL-EBH a diminué à un taux de 2,5 % à 3,0 % par année depuis 2015, pour compter environ 2 900 individus en 2021 (Hammill *et al.* 2023). En conséquence, le niveau de référence de l'abondance de 3 400 n'est plus applicable suite à ces révisions.

L'évaluation précédente pour BEL-EHB et JAM remonte à 2021 (Hammill *et al.* 2023) et a été réalisée à l'aide d'un modèle de production excédentaire (MPE) bayésien intégrant des informations sur les niveaux de prélèvement, la composition des stocks et les estimations de l'abondance provenant des relevés aériens (Hammill *et al.* 2021). En 2024, un nouveau modèle

de population a été élaboré pour le stock BEL-EBH, et permet d'ajouter des sources supplémentaires d'information, notamment les taux de gestation ainsi que la structure d'âge, de sexe et d'état reproducteur des bélugas récoltés (Van de Walle *et al.* en prép.). Il s'agit d'un modèle de population intégré (MPI) stochastique bayésien qui présente de nombreux avantages par rapport au modèle de production excédentaire (Van de Walle *et al.* en prép.). Ce nouveau modèle utilise mieux toutes les données disponibles pour améliorer son ajustement, mais surtout il produit des estimations plus précises de la taille de la population. En outre, en appliquant une formulation basée sur les risques concurrents, le modèle permet de distinguer complètement la mortalité liée à la récolte de la mortalité naturelle, et permet ainsi d'estimer la contribution de la récolte à la mortalité totale.

Ici, nous avons utilisé le nouveau modèle de population intégré ajusté à la plus récente série chronologique des estimations de l'abondance, qui comprend le relevé de 2024 (Sauvé *et al.* 2025), et mis à jour les données sur la structure des stocks, la reproduction et la génétique afin d'évaluer l'abondance, les tendances et l'état du stock de bélugas BEL-EBH, et de présenter un avis sur les niveaux de récolte correspondant aux différents objectifs de gestion.

Bien que le stock JAM ait fait l'objet de relevés aériens depuis 1985, la première estimation d'abondance basée sur un modèle a été réalisée en 2021 à l'aide du modèle de production excédentaire élaboré pour le stock BEL-EBH (Hammill *et al.* 2023). À l'heure actuelle, les données recueillies sur la structure du stock de bélugas JAM sont insuffisantes pour utiliser ces informations comme entrées dans le modèle de population. Les seules sources de données qui peuvent être utilisées pour estimer les tendances du stock de bélugas JAM sont les données des relevés aériens et les niveaux de récolte. Néanmoins, la structure fondamentale de la population et les caractéristiques du cycle biologique décrites pour le stock de bélugas BEL-EBH fournissent un cadre utile pour modéliser la dynamique des populations du stock de bélugas JAM. C'est pourquoi pour estimer les tendances de la population du stock de bélugas JAM, plutôt que d'utiliser un modèle de production excédentaire non structuré, nous avons utilisé la même structure que pour le stock de bélugas BEL-EBH pour la partie du modèle « processus », mais sans fournir au modèle les données d'observation sur la structure de la population et les taux de reproduction. De plus, le stock de bélugas JAM est récolté principalement à l'île Long et dans des proportions relativement faibles sur le reste de la côte du Nunavik et à Sanikiluaq (Parent *et al.* 2023). Dans Hammill *et al.* (2023), seule la récolte à l'île Long a été considérée comme source de mortalité liée à la récolte pour le stock de bélugas JAM. Ici, nous avons également inclus la mortalité liée à la récolte dans toutes les zones de gestion afin de produire une nouvelle estimation de l'abondance et des tendances de ce stock.

Les résultats du modèle pour les stocks de bélugas BEL-EBH et JAM servent également à estimer les points de référence permettant de déterminer si ces stocks se trouvent dans la zone saine, de prudence ou critique définies dans le Cadre de l'approche de précaution (MPO 2006). En plus de fournir des renseignements sur l'abondance, les tendances et la contribution des divers stocks à la récolte, la Direction des sciences du MPO devait établir le prélèvement biologique potentiel (Wade 1998) pour chaque stock en fonction des estimations actualisées de l'abondance. Elle devait également produire un avis sur les éléments suivants :

1. Estimer le nombre maximal de bélugas du stock BEL-EBH qui peuvent être récoltés pour respecter le plan de gestion actuel visant une probabilité de 50 % que le stock atteigne ou dépasse 3 400 individus dans a) les cinq prochaines années et b) les dix prochaines années.
2. Fournir des niveaux de récolte de bélugas du stock BEL-EBH qui entraîneraient une probabilité de 50 à 95 % que le stock a) demeure stable, b) atteigne une croissance de 1 %,

-
- c) atteigne le point de référence limite (24 % de la capacité de charge; PRL) et d) atteigne le point de référence de précaution (48 % de la capacité de charge; PRP) sur 5, 10 et 25 ans.
 - 3. Projeter la tendance démographique du stock de bélugas BEL-EBH sur les trois prochaines générations (86 ans), en assumant des niveaux de récolte futurs a) similaires aux niveaux de récolte enregistrés durant la période active du plan de gestion actuel (de 2021 à 2024) ou b) représentant divers pourcentages de ces valeurs.
 - 4. Évaluer l'impact de diverses mesures de gestion, comme des fermetures saisonnières et des fermetures de zones, sur le pourcentage de bélugas du stock BEL-EBH récoltés par les communautés du Nunavik et à Sanikiluaq.

Cette évaluation vise à guider les décisions sur les objectifs de gestion du béluga du Nunavik qui doivent être définis par les partenaires de cogestion et en consultation avec les Nunavimmiut dans le cadre du processus de renouvellement du plan de gestion.

MATÉRIELS ET MÉTHODES

La section sur les méthodes est divisée en trois sous-sections; nous présentons les différentes sources de données qui alimentent le modèle, une brève description du modèle et les différents objectifs de gestion et scénarios alternatifs testés. Le modèle de population intégré du stock de bélugas BEL-EBH a été décrit de manière détaillée dans Van de Walle *et al.* (en prép.) et est présenté à l'annexe 1. Ici, nous présentons plutôt les mises à jour des sources de données et les méthodes utilisées dans l'évaluation actuelle des stocks et dans les projections du modèle pour établir l'avis sur la récolte.

SOURCES DE DONNÉES

Le modèle de population intégré pour le stock BEL-EBH utilise six sources de données : 1) l'abondance issue des relevés aériens, 2) le nombre d'animaux récoltés, 3) la composition génétique de la récolte, 4) les taux de gestation observés dans la récolte, 5) la structure selon le sexe et l'âge dans la récolte et 6) la proportion de femelles en lactation dans la récolte. Les trois premières sources de données sont propres à chaque stock. Elles ont été mises à jour avec les renseignements récents depuis Van de Walle *et al.* (en prép.) et Hammill *et al.* (2023) pour les bélugas des stocks BEL-EBH et JAM, respectivement. Les trois autres sources de données (4 à 6) ne sont pas propres à chaque stock, car ces données sont recueillies sur les animaux abattus à l'échelle de l'individu. Il n'est pas possible pour le moment de rattacher avec exactitude les individus à une population génétique précise (Parent *et al.* 2024; MPO 2024). De ce fait, nous avons utilisé les données recueillies sur tous les bélugas récoltés au Nunavik pour alimenter le modèle du stock BEL-EBH sur la composition selon l'âge, le sexe et l'état reproducteur dans la récolte. Les analyses génétiques indiquent que le stock JAM, contrairement au stock BEL-EBH, ne représente qu'une minime partie des prises échantillonées (p. ex. environ 1 % des prises dans le détroit d'Hudson). Les données disponibles sur la distribution selon l'âge de la récolte, les taux de gestation et les taux de lactation ne sont donc pas suffisantes pour permettre de comprendre la dynamique du stock JAM. En conséquence, seules les données sur l'abondance, le nombre d'animaux récoltés et la composition génétique de la récolte ont été utilisées pour alimenter le modèle du stock de bélugas JAM.

Estimations de l'abondance tirées des relevés aériens

Les données du recensement ont été tirées des neuf relevés aériens systématiques visuels effectués en 1985, 1993, 2001, 2004, 2008, 2011, 2015, 2021 et 2024 (Sauvé *et al.* 2025). Tous

les relevés ont été réalisés en suivant la même méthode de base, malgré quelques différences touchant l'altitude, le type d'aéronef utilisé et les données recueillies. Les détails sur les méthodes et analyses des relevés sont disponibles dans Sauvé *et al.* (2025). Voir les estimations des relevés et les incertitudes correspondantes pour les stocks de bélugas BEL-EBH et JAM dans le tableau 1.

Nombre d'animaux récoltés

Les bélugas des stocks BEL-EBH et JAM sont récoltés au Nunavik et à Sanikiluaq, mais les proportions de ces stocks dans la récolte varient spatio-temporellement. Pour en tenir compte et calculer la mortalité de chaque stock due à la récolte, nous avons combiné l'information sur la récolte totale par zone de gestion et par saison avec l'information sur la composition génétique correspondante de la récolte (c.-à-d. la proportion de la récolte totale que représente chaque stock de bélugas). Ces deux sources de renseignements sont utilisées comme données d'entrée dans le modèle de population pour estimer la mortalité due à la récolte pour chaque stock (voir les détails sur la construction du modèle à l'annexe 1).

L'information quant au nombre de bélugas récoltés est obtenue grâce aux déclarations des chasseurs rapportées par le réseau de gardiens locaux au Nunavik (de 1974 à 2024) et l'Association des chasseurs et trappeurs à Sanikiluaq (de 1977 à 2024). Les données sur la récolte sont recueillies chaque année auprès de chaque communauté, puis combinées pour obtenir le nombre d'animaux récoltés pour chaque zone de gestion (tableau 2) : Sanikiluaq (SAN), arc de l'est de la baie d'Hudson (ARC), nord-est de la baie d'Hudson (NEBH), détroit d'Hudson (DH), baie d'Ungava (BU) et île Long (baie James; BJ).

Dans l'arc de l'est de la baie d'Hudson, la récolte se fait surtout en été. À Sanikiluaq, la récolte est possible toute l'année et est décomposée entre l'été, l'automne, l'hiver et le printemps. Cependant, la communauté de Sanikiluaq a approuvé en 2006 une fermeture volontaire de la chasse entre le 1^{er} juillet et le 30 septembre en raison des préoccupations entourant le stock de bélugas de l'est de la baie d'Hudson. Le début de la fermeture a été modifié pour le 15 juillet en 2012. Il y a donc encore une récolte en été (définie comme allant du 1^{er} juillet au 31 août; Parent *et al.* 2023), mais elle est limitée au début du mois de juillet. Les données sur la récolte à Sanikiluaq peuvent être obtenues annuellement, mais des rapports hebdomadaires étaient disponibles pour les années 2023 et 2024, ce qui a permis de classer directement les captures dans leurs saisons respectives. Avant 2023, le nombre total annuel de bélugas récoltés à Sanikiluaq était séparé par saison en fonction de la proportion relative de tous les échantillons génétiques prélevés au cours de chaque saison. Pour le nord-est de la baie d'Hudson, la baie d'Ungava et le détroit d'Hudson, la récolte est décomposée entre les saisons de printemps et d'automne, correspondant aux périodes des migrations saisonnières. La récolte est déclarée selon cette séparation saisonnière depuis 2009. Avant 2009, le nombre de bélugas récoltés par zone de gestion était disponible sur une base annuelle seulement. La zone de gestion du nord-est de la baie d'Hudson n'existe pas avant 2009 et, dans la baie d'Ungava, nous avons supposé que toutes les récoltes effectuées avant 2009 avaient lieu au printemps, qui est la période où la plupart (91 %) des prises sont rapportées (Hammill *et al.* 2023). De même, pour le détroit d'Hudson, nous avons rétrocalculé la proportion des prises au printemps et à l'automne entre 1974 et 2008 à partir des proportions totales par saison rapportées pour la période de 2009 à 2023. La récolte dans la baie James est limitée aux mois d'été et rapportée sur une base annuelle.

Composition génétique de la récolte

Les zones de gestion SAN et ARC combinées correspondent aux aires d'estivage du stock de bélugas BEL-EBH. Donc, tous les bélugas récoltés dans ces zones en été sont définis comme

des bélugas appartenant à ce stock. De même, l'île Long se trouve dans l'aire d'estivage du stock de bélugas JAM. Les données génétiques indiquent que la majorité des bélugas récoltés dans cette région proviennent du stock JAM (Parent *et al.* 2023). En conséquence, nous avons considéré que toutes les récoltes à l'île Long provenaient du stock JAM. En revanche, les zones de gestion du nord-est de la baie d'Hudson, du détroit d'Hudson et de la baie d'Ungava sont situées sur le parcours migratoire ou dans les aires d'hivernage du stock BEL-EBH et il arrive aussi que des individus du stock JAM y soient récoltés. D'autres stocks de bélugas utilisent aussi ces zones pendant la migration et en hiver. Les récoltes dans ces zones représentent donc un mélange de bélugas appartenant à différents stocks. L'haplotype de la région mitochondriale de contrôle de l'ADN des échantillons de tissus prélevés de 1982 à 2023 a été déterminé, comme dans Parent *et al.* (2023), et en incluant 335 échantillons prélevés depuis 2021. Les échantillons recueillis en été (juillet et août) à Sanikiluaq et dans l'arc de l'est de la baie d'Hudson ont servi de groupe de référence pour la composition de l'haplotype du béluga BEL-EBH, et ceux qui provenaient de l'île Long et de la baie James ont servi de groupe de référence pour le stock JAM. Ensuite, nous avons exécuté une analyse du mélange génétique (AMG) afin d'estimer la proportion de bélugas du stock BEL-EBH et du stock JAM pour les autres saisons et zones de gestion (tableau 3).

La taille de l'échantillon était insuffisante ($n < 10$) pour que nous puissions estimer la proportion d'individus du stock BEL-EBH et du stock JAM dans les récoltes effectuées dans le nord-est de la baie d'Hudson au printemps et dans la baie d'Ungava à l'automne. Pour ces récoltes, nous avons calculé une contribution proportionnelle du stock BEL-EBH à partir des estimations de l'automne et du printemps dans le détroit d'Hudson. Enfin, Parent et ses collaborateurs (2023) ont montré que la proportion de bélugas du stock BEL-EBH récoltés dans le détroit d'Hudson diminue après la deuxième semaine de novembre. Pour en tenir compte, et suivant Hammill *et al.* (2023), nous avons séparé l'automne entre les saisons du « début d'automne » et de la « fin d'automne » à partir de 2018, lorsque les rapports sur les récoltes sont devenus hebdomadaires (tableau 2). La mortalité due à la récolte des bélugas des stocks BEL-EBH et JAM a été introduite dans le modèle sous la forme d'estimations moyennes de la représentation proportionnelle de ces deux stocks avec les incertitudes associées (variance de l'estimateur).

Taux de gestation

Les taux de gestation annuels ont été estimés en quantifiant les taux de progestérone dans des échantillons de graisse prélevés sur 232 femelles matures récoltées le long de la côte du Nunavik entre octobre et avril de 2010 à 2024 (Van de Walle *et al.* en prép.). Les femelles étaient considérées comme matures si elles avaient plus de huit ans, l'âge étant déterminé à partir d'analyses dentaires (de 2010 à 2023) ou présumé d'après la coloration de la peau (2024; Doidge 1990; Heide-Jørgensen et Teilmann 1994). L'extraction et la quantification de la progestérone dans la graisse ont été réalisées selon les méthodes décrites dans Renaud *et al.* (2023). Un taux de progestérone de 100 ng/g de tissu a été utilisé pour déterminer la gestation présumée (Renaud *et al.* 2023). Le nombre de femelles présumées gestantes et non gestantes ont été additionnées séparément pour chaque année. La taille d'échantillon pour les taux annuels de reproduction variait entre 2 et 88 (moyenne = 15, CV = 1,43), selon l'année (tableau 4).

Structure de la récolte selon l'âge et le sexe

Des informations sur le sexe et l'âge étaient disponibles pour une partie des bélugas récoltés et échantillonnés entre 1980 et 2023 (69 %; 2 389 sur 3 468). L'âge a été déterminé à partir d'une analyse dentaire, comme dans Lesage *et al.* (2014) et a servi à établir la structure d'âge chez les bélugas récoltés (figure A6). Pour toutes les années (à l'exception de 2024), le sexe a été

déterminé génétiquement, car l'information sur le sexe tirée de l'inspection visuelle des carcasses manquait souvent dans les métadonnées des échantillons (Parent *et al.* 2024). Pour les données de 2024 les plus récentes, le sexe génétique n'était pas disponible et nous avons utilisé le sexe déterminé à partir des inspections visuelles des carcasses lorsque disponibles. Les informations sur l'âge n'étaient pas disponibles en 2024.

Proportion de femelles en lactation dans la récolte

Le plan de gestion du béluga du Nunavik et le *Règlement sur les mammifères marins* stipulent qu'il est interdit de tuer un veau de béluga (de couleur foncée et d'une longueur inférieure à 2 m) ou un adulte accompagné d'un veau. Un biais en faveur des femelles qui ne sont pas en lactation dans la récolte est donc attendu. Le modèle de population intégré tient compte de l'évitement potentiel des femelles en lactation. Pour informer le modèle sur ce facteur d'évitement, nous avons utilisé des données sur un sous-ensemble de femelles récoltées à Quaqtaq en 2023 ($n = 21$) et en 2024 ($n = 17$) et échantillonnées par le personnel du MPO. Même si les échantillons provenaient d'un seul emplacement, les bélugas récoltés à Quaqtaq représentent un mélange de stocks, y compris BEL-EBH. Pour chaque femelle récoltée, une inspection visuelle des glandes mammaires et la détection de lait dans les glandes a permis d'identifier les femelles lactantes. En 2023 et 2024, 3 (proportion = 0,18) et 2 (proportion = 0,10) femelles autopsiées étaient en lactation, respectivement.

DESCRIPTION DU MODÈLE – BREF APERÇU

Nous avons utilisé un modèle de population intégré multi-états bayésien qui intègre plusieurs sources de données pour estimer l'abondance et la tendance du stock BEL-EBH (Van de Walle *et al.* en prép.). Nous ne présentons ici qu'un bref aperçu du modèle pour le stock de bélugas BEL-EBH. Le modèle est décrit de manière plus détaillée dans Van de Walle *et al.* (en prép.) et à l'annexe 1.

Le modèle de population intégré comprend trois parties : 1) un modèle de processus, 2) un modèle de données et 3) l'ajustement du modèle. Le modèle de processus est une série d'équations qui décrivent les transitions démographiques et qui, lorsqu'elles sont résolues, estiment la dynamique de l'abondance de population en fonction des valeurs des paramètres d'entrée. Le modèle de données décrit la façon dont les données empiriques sont liées à la dynamique prédictive par le modèle de processus.

En bref, le modèle de processus est une matrice de projection âge x état. Il tient compte des transitions annuelles entre le moment du recensement à la fin de l'été (période du relevé) au temps t et le prochain recensement l'année suivante, au temps $t+1$. Les transitions annuelles se font entre les différentes classes d'âge (60 classes d'âge) et les états (4 états : mâles [M], femelles non reproductrices [A], femelles gestantes [P] et femelles accompagnées d'un nouveau-né [W]). Ces probabilités de transition sont déterminées par les taux de survie spécifiques à l'âge et l'état reproducteur ainsi que par les probabilités de changement d'état reproducteur pour les femelles. La production de nouveaux individus est déterminée par la fécondité (plus précisément, la probabilité qu'une femelle adulte devienne gestante et donne ensuite naissance à un veau qui survit jusqu'au prochain recensement).

La survie a été calculée à partir des taux de mortalité instantanée. Dans ce modèle, la mortalité instantanée était traitée comme la somme de multiples risques concurrents. Nous avons pris en compte deux sources de mortalité additive : 1) la mortalité naturelle ou environnementale (les « risques de base » dans le reste du document) et 2) la mortalité due à la chasse (les « risques liés à la chasse » dans le reste du document). Les risques sont calculés sous forme

logarithmique, car cette formulation permet d'inclure plusieurs variables explicatives comme des fonctions linéaires additives simples.

Les risques de base incluent les effets de l'âge et du sexe (risque plus élevé pour les animaux très jeunes et très vieux, ainsi que pour les mâles), la densité dépendance et la stochasticité environnementale. Les risques liés à la chasse pouvaient varier selon l'âge (évitement des animaux plus jeunes), l'état reproducteur (évitement des femelles en lactation) et fluctuer dans le temps grâce à une composante de stochasticité annuelle. Les taux de survie sont calculés en prenant la valeur exponentielle de la somme négative des risques de référence et ceux liés à la chasse. Nous avons également supposé que la survie des veaux pendant leur première année dépendait de celle de leur mère.

Les taux de gestation étaient également exprimés en termes de risques (échelle logarithmique), par souci d'uniformité avec le calcul des taux de survie. Les risques liés à la gestation tenaient compte de la densité dépendance et des fluctuations temporelles par l'entremise d'une composante de stochasticité annuelle. Pour tenir compte de la sénescence reproductive, nous avons supposé que les taux de gestation étaient nuls chez les femelles de 7 ans et moins, et qu'ils diminuaient chez les femelles plus âgées.

Le modèle de processus a été ajusté aux six sources de données différentes, c.-à-d. les estimations de l'abondance, les niveaux de récolte ainsi que leur composition génétique et démographique (structure d'âge et de sexe, et proportion de femelles adultes en lactation) par des relations probabilistes.

Pour le stock JAM, nous avons modélisé la dynamique de population en utilisant la même structure de modèle de processus que celle décrite précédemment pour le stock de bélugas BEL-EBH (équations A1 à A21). Pour le modèle de données, nous avons restreint les comparaisons des valeurs attendues par rapport aux valeurs observées aux données des relevés (équation A22) et aux données sur la récolte (équation A27), en tenant compte de la proportion beaucoup plus faible d'animaux de JAM dans le nombre total d'animaux récoltés (équation A26). Considérant que les données étaient restreintes pour JAM, nous avons dû utiliser des valeurs a priori bien informées pour les paramètres du modèle qui ne pouvaient pas être estimés à partir seulement des données des relevés et sur la récolte (risques de base âge- et sexe-spécifiques, et taux de reproduction). Nous avons donc utilisé les résultats du modèle du stock BEL-EBH ajusté pour établir les distributions a priori pour ces paramètres (voir la section Valeurs a priori plus loin). Pour les paramètres pouvant être estimés par le modèle à partir des données des relevés et sur la récolte, c.-à-d. l'intensité de densité dépendance (ϕ , qui détermine la valeur de K), la stochasticité environnementale (σ_e) et les risques liés à la chasse (γ_H et σ_e), nous avons utilisé des valeurs a priori non informatives. Nous avons initié le vecteur de population (structure âge/sexe) pour qu'il corresponde à la distribution stable attendue d'après les estimés de la stochasticité environnementale et de la densité dépendance (d'après la densité par rapport à K) et à la mortalité moyenne due à la récolte du stock de bélugas JAM au début de la série temporelle. Cette structure initiale d'âge-sexe est donc différente de celle du stock de bélugas BEL-EBH. C'est pourquoi notre approche ne suppose pas que les différentes tendances démographiques du stock BEL-EBH s'appliquent au stock de JAM. Elle suppose seulement que la structure du cycle biologique de base est commune aux deux stocks (p. ex. l'ampleur proportionnelle des risques de base propres à l'âge et au sexe et les taux de reproduction). Les modifications apportées au modèle de population intégré BEL-EBH pour l'adapter au stock de bélugas JAM sont présentées à l'annexe 1.

Les modèles ont été codés et ajustés au moyen de la version 4.4.0 de R (R Core Team 2024) et de la version 2.35.0 de Stan (Carpenter *et al.* 2017). Les paramètres ont été estimés selon les méthodes de Monte Carlo par chaîne de Markov (MCCM). Pour le stock BEL-EBH, nous

visions une distribution a posteriori de 5 000 échantillons, que nous avons atteinte en utilisant 10 chaînes avec un éclaircissement de 1 et une phase d'échauffement de 300 itérations, ainsi que 500 itérations d'échantillonnage par chaîne. Pour le stock de bélugas JAM, nous visions une distribution a posteriori de 20 000 échantillons, que nous avons atteinte en utilisant 20 chaînes avec un éclaircissement de 1 et une phase d'échauffement de 300 itérations, ainsi que 1 000 itérations d'échantillonnage par chaîne. L'ajustement et la validation du modèle ont été évalués en inspectant visuellement le mélange et la convergence des chaînes, en inspectant la statistique de convergence de Gelman-Rubin (\hat{R}) et le nombre d'échantillons efficaces (n_{eff}) pour chaque paramètre estimé (McElreath 2020). Nous avons aussi comparé les distributions a posteriori et a priori pour tous les paramètres et effectué des vérifications prédictives a posteriori, en calculant les valeurs de P bayésiennes pour évaluer la qualité de l'ajustement aux données.

ANALYSE DU MODÈLE ET SCÉNARIOS

Pour le stock de bélugas BEL-EBH, nous avons utilisé les résultats du modèle de population intégré pour estimer l'abondance en 2024 et sa tendance récente. Nous avons également estimé le nombre de bélugas récoltés par année et la contribution relative de la récolte à la mortalité totale. Ensuite, nous avons projeté le modèle sur un maximum de trois générations (86 ans, la durée de génération étant de 28,6 ans chez les bélugas; Lowry *et al.* 2017) en simulant divers niveaux de récolte, afin d'évaluer l'impact de la récolte sur l'abondance et les tendances futures de la population. Nous avons simulé des niveaux de récolte variant entre 0 et 100 bélugas du stock BEL-EBH par année. Les niveaux de récolte simulés ne représentent que les débarquements déclarés. Ces niveaux de récolte sont ensuite multipliés par le facteur des animaux abattus et perdus pour générer la mortalité totale due à la récolte dans les simulations. Les projections du modèle supposaient une intensité de la stochasticité environnementale future semblable à celle observée sur toute la série temporelle. Nous avons utilisé la distribution des résultats obtenus en projetant 1 000 itérations de modèle pour calculer la probabilité que le stock atteigne différents seuils sur diverses périodes, comme il est décrit ci-après.

Pour le stock JAM, nous avons également utilisé les résultats du modèle de population intégré pour estimer l'abondance du stock en 2024 et sa tendance récente. Nous avons aussi estimé le nombre de bélugas du stock JAM récoltés par année et la contribution relative de la récolte à la mortalité totale. Cependant, aucun objectif de gestion n'a encore été établi pour le stock de bélugas JAM et, de ce fait, aucun scénario de récolte n'a été testé pour ce stock.

OBJECTIF DE GESTION ACTUEL POUR LE STOCK DE BÉLUGAS BEL-EBH

L'objectif actuel du plan de gestion sur cinq ans (de 2021 à 2026) est d'avoir une probabilité de 50 % ou plus que le stock de bélugas BEL-EBH demeure égal ou supérieur à 3 400 bélugas après cinq ans, qui correspondait à l'estimation de l'abondance de 2016 au moment où le plan a été établi (MPO 2020). Comme il a été mentionné précédemment, l'abondance de 2016 a été réévaluée en 2021 et dans la présente évaluation. Le point de référence de 3 400 ne correspond plus aux récentes connaissances sur la dynamique du stock de bélugas BEL-EBH (voir la section Introduction). Néanmoins, pour répondre à cette demande précise, nous avons estimé le nombre maximal de bélugas du stock BEL-EBH qui garantirait une probabilité d'au moins 50 % que le stock demeure égal ou supérieur à 3 400 bélugas, ainsi qu'au nouvel estimé d'abondance en 2016 à partir de cette évaluation, après cinq ans. Nous avons également estimé le niveau de récolte de bélugas du stock BEL-EBH qui permettrait au stock d'atteindre 3 400 bélugas (ainsi que l'abondance en 2016 nouvellement estimée) dans les 5, 10 et 25 prochaines années.

Rendement maximal durable du MPO (RMD-MPO)

Selon le cadre du RMD-MPO, le PRL et le PRP sont calculés en fonction du rendement durable maximal (RMD), où :

$$RMD = 0.6 \times K \quad (1)$$

Où K est la capacité de charge du stock. Le RMD, le PRL et le PRP sont reliés comme suit :

$$PRL = 0.4 \times RMD \quad (2)$$

$$PRP = 0.8 \times RMD \quad (3)$$

À partir de ces seuils, trois zones de niveau de préoccupation pour la ressource sont définies (figure 2; MPO 2006). La zone critique se trouve sous le PRL. La zone saine est au-dessus du PRP et la zone de prudence est située sous le PRP, mais au-dessus du PRL. Dans ce cadre, l'objectif est de gérer l'exploitation de la ressource afin qu'elle demeure dans la zone saine. Un stock est considéré comme étant dans la zone saine si la probabilité que son abondance se situe au-dessus du PRP est d'au moins 50 %; il est considéré comme étant dans la zone critique si la probabilité que son abondance soit inférieure au PRP est de 50 %. Enfin, un stock est dans la zone de prudence si son abondance se situe entre le PRL et le PRP (Hammill *et al.* 2017). En vertu de ce cadre, nous avons évalué l'état des stocks de bélugas BEL-EBH et JAM par rapport au PRL et au PRP. Pour le stock BEL-EBH, nous avons estimé les niveaux de récolte maximaux qui entraîneraient une probabilité de 50 % à 95 % que le stock atteigne le PRL et le PRP en 5, 10 et 25 ans.

Scénarios alternatifs

Nous avons également exploré deux scénarios de gestion alternatifs pour le stock de bélugas BEL-EBH : 1) assurer une abondance stable (c.-à-d. un taux de croissance moyen de 0 %) ou 2) assurer un taux de croissance annuel positif d'au moins 1 %. Nous avons fourni les niveaux de récolte maximaux qui permettraient au stock d'atteindre ces objectifs avec une probabilité de 50 à 95 %. Ces scénarios ont été appliqués sur une période maximale de 25 ans et, comme les résultats sont indépendants de la période de projection, nous ne présentons que le niveau de récolte maximal qui permettrait d'atteindre ces objectifs après une période de projection de 25 ans.

Enfin, nous avons projeté la tendance démographique du stock de bélugas BEL-EBH sur les trois prochaines générations (86 ans) en supposant que les niveaux de récolte enregistrés durant la période active du plan de gestion actuel (de 2021 à 2024) soient maintenus dans l'avenir ou soient réduits de manière à représenter 10 %, 25 %, 50 % ou 75 % du niveau de récolte actuel. Nous avons ensuite calculé l'abondance prévue du stock à la fin de la période de projection. Selon l'approche utilisée pour le béluga du Saint-Laurent dans Tinker *et al.* (2024), nous avons défini que le seuil de quasi-extinction était atteint lorsque le stock comptait 50 femelles adultes ou moins. Le choix de trois générations est fondé sur les lignes directrices de l'Union internationale pour la conservation de la nature (IUCN) et du Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). Il représente également la limite supérieure pour le rétablissement dans le Cadre de l'approche de précaution du MPO.

PRÉLÈVEMENT BIOLOGIQUE POTENTIEL (PBP)

L'approche du prélèvement biologique potentiel (PBP) a pour objectif d'identifier les niveaux de récolte ayant une probabilité de 95% que la population soit au-delà du niveau maximal de

productivité nette, défini comme 50 % de la capacité de charge (K) sur une période de 100 ans. Le prélèvement biologique potentiel est estimé comme suit :

$$PBP = 0,5 \cdot R_{max} \cdot F_R \cdot N_{min} \quad (4)$$

où R_{max} est le taux de croissance maximal de la population, F_R est un facteur de rétablissement (variant entre 0 et 1) et N_{min} est le 20^e percentile de la distribution log-normale de l'estimation la plus récente de la taille de la population (Wade 1998). On assume que chez les cétacés, R_{max} est 0,04 (Wade et Angliss 1997). Ici, nous avons utilisé le modèle de population intégré pour estimer N_{min} comme le 20^e percentile de la distribution a posteriori de l'estimation de l'abondance de la population en 2024. Nous avons également utilisé l'estimation de R_{max} issue du modèle pour calculer le prélèvement biologique potentiel (Lang *et al.* en prép.). Le choix de la valeur de F_R dépend de l'état du stock (Lang *et al.* en prép.) et est donc déterminé en fonction des résultats du modèle de population intégré. Nous avons utilisé le tableau 1 dans MPO (2025) pour déterminer la valeur de F_R .

IMPACT DE LA RÉPARTITION GÉOGRAPHIQUE ET SAISONNIÈRE DE LA RÉCOLTE SUR LES NIVEAUX DE RÉCOLTE ADMISSIBLES COMPATIBLES AVEC LES OBJECTIFS DE GESTION

Au cours des dernières décennies, les activités de chasse du béluga dans les régions du Nunavik et de Sanikiluaq ont varié spatio-temporellement. Le plan de gestion actuel vise à atteindre son objectif par une combinaison de limites non quantitatives (fermetures régionales et saisonnières) et par quota (une prise totale autorisée, PTA) dans la zone de gestion de l'est de la baie d'Hudson. Ces mesures de gestion visent à détourner la chasse du stock moins abondant BEL-EBH vers les stocks plus abondants de l'ouest de la baie d'Hudson et de la baie James.

Nous avons évalué l'impact de diverses répartitions saisonnières et zonales de la récolte sur le nombre de bélugas du stock BEL-EBH récoltés par les communautés du Nunavik et à Sanikiluaq. L'impact de chaque scénario sur le stock BEL-EBH est exprimé par le nombre total de bélugas qui pourraient être débarqués pour chaque béluga du stock BEL-EBH récolté, compte tenu de la composition observée des stocks selon la zone et la saison (tableau 3). Ces scénarios ne sont que des exemples et ne doivent pas être interprétés comme des mesures de gestion recommandées par la Direction des Sciences du MPO. D'autres scénarios pourraient également être simulés à l'aide des mêmes méthodes si les partenaires de cogestion le souhaitent.

Quatre scénarios ont été envisagés pour la répartition spatiale de la récolte :

1. La répartition spatiale des prises entre les zones de gestion est proportionnelle à celle observée dans le plan de gestion actuel (moyenne des récoltes de 2021 à 2024);
2. Même chose que pour 1, mais sans récolte dans la zone de l'arc de l'est de la baie d'Hudson;
3. La répartition des prises entre les zones de gestion est proportionnelle à la population inuite habitant les communautés dans chaque zone;
4. La récolte est concentrée dans le détroit d'Hudson.

De même, quatre scénarios ont été envisagés pour la répartition temporelle de la récolte :

- A. La répartition temporelle des prises de bélugas est proportionnelle à celle observée dans le plan de gestion actuel (moyenne de 2021 à 2024);

-
- B. La récolte est concentrée au printemps (du 1^{er} février au 31 août au Nunavik, du 1^{er} avril au 30 juin aux îles Belcher);
 - C. La récolte est concentrée à l'automne, et la récolte dans le détroit d'Hudson a lieu au début de l'automne seulement (du 1^{er} septembre au 31 janvier dans le nord-est de la baie d'Hudson et la baie d'Ungava, du 1^{er} septembre au 20 novembre dans le détroit d'Hudson et du 1^{er} septembre au 30 novembre);
 - D. Même chose que pour C, mais assumant que la récolte dans le détroit d'Hudson a lieu à la fin de l'automne uniquement (du 1^{er} septembre au 31 janvier dans le nord-est de la baie d'Hudson et la baie d'Ungava, du 21 novembre au 31 janvier dans le détroit d'Hudson, et du 1^{er} septembre au 30 novembre).

RÉSULTATS

ÉTAT DU STOCK DE BÉLUGAS BEL-EBH ET AVIS SUR LA RÉCOLTE

Le modèle de population intégré a bien convergé, les tracés de tous les paramètres estimés affichant un bon mélange des 10 chaînes. \hat{R} était inférieur à 1,1 et le nombre Neff était grand pour tous les paramètres (tableau A3). Les distributions a priori ont été mises à jour pour tous les paramètres, sauf pour ρ , où la distribution a posteriori était semblable à la distribution a priori (informée) [figure A2]. Les prédictions hors échantillon correspondaient bien aux observations du nombre d'animaux récoltés (figure A3), à l'abondance dans les relevés (figure A4) et aux taux de gestation (figure A5). La structure d'âge et de sexe des animaux récoltés estimée par le modèle correspondait bien aux observations (figure A6). La valeur de P bayésienne combinée était de 0,62 (figure A7), indiquant un bon ajustement aux données.

Abondance et tendances de population – BEL-EBH

Le modèle de population intégré a estimé l'abondance du stock BEL-EBH en 2024 à 2 200 (intervalle de crédibilité à 95 %, IC = [1 800; 2 500]) bélugas. Le taux de croissance maximal de la population (R_{max}) a été estimé à 0,04 (IC à 95 % = [0,03; 0,05]) et la capacité de charge, K , était de 8 100 (IC à 95 % = [6 800; 10 300]; tableau 5). Sur l'ensemble de la série temporelle, le taux annuel moyen de décroissance de population était de 2,3 % (IC à 95 % = [1,9; 2,7]), bien qu'une période de stabilité relative ait été observée entre 2001 et 2014 (taux d'augmentation annuel < 0,01). Depuis la mise en œuvre du plan de gestion actuel (2021), le taux annuel de diminution des stocks s'est accéléré et a atteint une moyenne de 5,1 % (IC à 95 % = [3,6; 7,2]; figure 3).

Le nombre moyen de bélugas du stock BEL-EBH récoltés au Nunavik et à Sanikiluaq, à l'exclusion des bélugas abattus et perdus, était le plus faible en 2006, avec 55 bélugas, et le plus élevé en 1977, avec 375 bélugas (figure 4A). Depuis 2021, le nombre moyen de bélugas du stock BEL-EBH récoltés par année au Nunavik et à Sanikiluaq a été estimé à 140. En 2024, le nombre estimé de bélugas du stock BEL-EBH récoltés était 183 (IC à 95 % = [167, 199]).

Les prises au Nunavik représentent la source de récolte la plus importante pour les bélugas du stock BEL-EBH, malgré une tendance à la hausse à Sanikiluaq (figure 4B). La récolte annuelle maximale de bélugas du stock BEL-EBH à Sanikiluaq a été de 84 en 2015. Depuis 2021, 24 bélugas du stock BEL-EBH ont été récoltés en moyenne à Sanikiluaq chaque année, contre 116 au Nunavik. La contribution estimée de la récolte (incluant les animaux abattus et perdus) au Nunavik et à Sanikiluaq à la mortalité totale a également augmenté depuis 2021 pour atteindre 63 % (IC à 95 % = [51, 77]) en 2024 (figure 5).

Avis sur les récoltes – Stock de bélugas BEL-EBH

Le modèle a été projeté dans le temps pour des niveaux de récolte (à l'exclusion des animaux abattus et perdus) annuels variant entre 0 et 100 bélugas du stock BEL-EBH afin d'évaluer l'abondance future des stocks sous diverses pressions de récolte (figure 6). L'impact de la récolte sur l'abondance des stocks était sensible à la période de projection (figure 7).

L'évaluation actuelle estime que le stock était sous la barre des 3 400 individus (avec une probabilité de 95 %) chaque année depuis 2015. Si nous calculons l'abondance rétrospectivement en fonction du nouveau modèle de population, l'abondance de 2016 est estimée à 3 000 (IC à 95 % : [2 700; 3 300]). Sur cette base, l'abondance du stock BEL-EBH est inférieure au niveau de référence de 2016 depuis 2021 (avec une probabilité de 95 %). En conséquence, aucun niveau de récolte de bélugas du stock BEL-EBH ne respecterait le plan de gestion actuel visant à assurer une probabilité de 50 % que le stock atteindra ou dépassera le seuil initial du plan de gestion, ni l'abondance réévaluée en 2016, dans les 5 à 10 prochaines années. Si la période de rétablissement est portée à 25 ans, une récolte maximale de 24 bélugas du stock BEL-EBH par année permettrait au stock d'atteindre ou de dépasser 3 400 individus avec une probabilité de 50 % (tableau 6). En comparaison, une récolte totale de 33 bélugas du stock BEL-EBH par année permettrait au stock d'atteindre ou de dépasser le niveau d'abondance réévalué de 2016 (3 000 individus) en 25 ans avec une probabilité de 50 %.

Selon le cadre RMD-MPO, le PRL a été estimé à 1 900 bélugas et le PRP à 3 900 bélugas. Compte tenu de l'abondance estimée du stock en 2024, il y a une probabilité de 100 % que le stock BEL-EBH soit inférieur au PRP et une probabilité de 89 % qu'il soit supérieur au PRL (figure 3). Le stock de bélugas BEL-EBH est donc considéré comme étant dans la zone de prudence. Aucun niveau de récolte ne garantirait une probabilité de 80 % ou de 95 % que le stock atteigne ou dépasse le PRP (3 900 bélugas) en 5 à 10 ans (tableau 6). Les seules conditions dans lesquelles une récolte annuelle de bélugas du stock BEL-EBH permettrait de réaliser l'objectif d'atteindre un niveau supérieur au PRP sont lorsque la période de projection est fixée à 25 ans et que les probabilités de parvenir à un niveau supérieur au PRP sont établies à 80 % ou moins. Dans ces conditions, la récolte annuelle maximale de bélugas du stock BEL-EBH serait de 3 et 13 bélugas, pour des probabilités d'atteindre le PRP de 80 % et 50 %, respectivement.

Rester hors de la zone critique pendant les 5, 10 et 25 prochaines années avec une probabilité de 50% exigerait que la récolte annuelle ne dépasse pas 88, 66 et 55 bélugas du stock BEL-EBH, respectivement (tableau 6). Augmenter à 95 % la probabilité de rester au-dessus du PRL nécessiterait une réduction supplémentaire du niveau de récolte annuel jusqu'à un maximum de 30 à 37 bélugas du stock BEL-EBH.

Pour avoir une probabilité d'au moins 50 % de maintenir la population à son niveau actuel (2024) ou d'obtenir une croissance du stock de 1 % par année, les récoltes annuelles pourraient être de 50 bélugas (stabilité) ou de 38 (croissance de 1 %). Augmenter à 95 % la probabilité d'atteindre ces objectifs réduirait la récolte à 35 bélugas (stabilité) et à 22 bélugas (croissance de 1 %) (tableau 6).

Nous avons projeté la population dans le temps sur trois générations (86 ans) assumant un niveau de récolte de bélugas du stock BEL-EBH similaire à celui observé entre 2021 et 2024 (140 bélugas) et des pourcentages de ce niveau, soit 75 % (105 bélugas), 50 % (70 bélugas), 25 % (35 bélugas) ou 10 % (14 bélugas). Au niveau de récolte observé ces dernières années, le modèle estime que le stock BEL-EBH diminuerait rapidement pour atteindre 1 600 (IC à 95 % = [1 200; 2 000]) et 792 (IC à 95 % = [335, 1 249]) bélugas dans 5 et 10 ans, respectivement (figure 8A). Le modèle prédit également une quasi-extinction (c.-à-d. moins de

50 femelles adultes) d'ici 2037 (probabilité de 50 %) à 2039 (probabilité de 95 %; figure 8B). À 75 % et 50 % du niveau de récolte actuel, le modèle prédit la quasi-extinction d'ici 2044 et 2072, respectivement, avec une probabilité de 50 %. En revanche, avec une réduction à 25 % et 10 % du niveau de récolte actuel, la population devrait augmenter jusqu'à 5 400 (IC à 95 % = [2 700; 7 200] et 7 300 [IC à 95 % = [6 200; 8 600]] bélugas dans 86 ans, respectivement.

Prélèvement biologique potentiel – stock de bélugas BEL-EBH

Selon l'estimation d'abondance issue du modèle, N_{min} correspond à 2 000 bélugas en 2024 (tableau 5). Selon les critères du tableau 1 dans MPO (2025), puisque l'abondance du stock (2 200 bélugas) était inférieure à 0,3 de K (8 100 bélugas), F_R a été fixé à 0,1. Avec la valeur estimée par le modèle de 0,04 pour R_{max} (tableau 5), le prélèvement biologique potentiel (PBP) du stock BEL-EBH est de 4 bélugas.

ÉTAT DU STOCK DE BÉLUGAS DE LA BAIE JAMES

Les tracés de tous les paramètres estimés ont révélé un bon mélange des 20 chaînes. \hat{R} était inférieur à 1,1 pour chaque paramètre et Neff était grand pour tous les paramètres (tableau A3). Les valeurs a priori ont été mises à jour pour la plupart des paramètres, sauf γ_1 , γ_2 , γ_3 , ν_{AG} , ρ , ψ_1 et ξ (figure A9). Les prédictions hors échantillon correspondaient très bien aux observations du nombre d'animaux récoltés (figure A10), et relativement bien à l'abondance dans les relevés (figure A11). Les observations avaient tendance à présenter une distribution plus large, probablement en raison des très grandes incertitudes entourant les estimations tirées des relevés. La valeur de P bayésienne combinée était de 0,54 (figure A12), indiquant un bon ajustement aux données.

Le modèle de population intégré a estimé que l'abondance du stock JAM avait augmenté au cours de la série temporelle jusqu'en 2014. L'abondance en 2024 a été estimée à 16 000 (IC à 95 % = [12 300; 20 600]) bélugas (figure 9). Le taux de croissance maximal de la population (R_{max}) a été estimé à 0,03 (IC à 95 % = [0,02; 0,05]) et la capacité de charge, K , était de 18 300 (IC à 95 % = [12 100; 30 300]; tableau 5). Sur l'ensemble de la série chronologique, le taux annuel moyen d'augmentation de la population est de 2,1 % (IC à 95 % = [1,0; 3,1]). Depuis 2021 (début du plan de gestion actuel), l'abondance du stock est stable avec un taux moyen d'augmentation de -0,5 % (IC à 95 % = [-7,2; 4,9]; figure 9).

D'après les résultats du modèle, le nombre annuel moyen de bélugas du stock JAM capturés variait entre 4 en 1985 et 50 en 2016 (figure 10). Depuis 2021, le nombre moyen de bélugas du stock JAM récoltés par année est de 31, l'estimation de 2024 étant de 24 (IC à 95 % = [20, 29]). La contribution de la récolte à la mortalité totale du stock JAM était faible et variait entre 1,6 % (IC à 95 % = [0,2; 7,2]) en 2008 et 12,4 % (IC à 95 % = [1,6; 39,9] en 2021 (figure 11).

Le PRP pour le stock JAM estimé selon le cadre du rendement maximal durable est de 8 800, et le PRL de 4 400. Selon l'estimation de 2024, le stock JAM est actuellement au-dessus du PRP, avec une probabilité de 100 % (figure 9).

N_{min} a été estimé à 14 200 en 2024. D'après les estimations issues du modèle pour K (18 300) et l'abondance en 2024 (16 000), l'abondance du stock est supérieure à 0,70 de K, ce qui justifie l'utilisation d'une valeur de 1 pour F_R (MPO 2025). Avec la valeur estimée par le modèle de 0,03 pour R_{max} , le prélèvement biologique potentiel (PBP) du stock e la baie James est de 245 bélugas.

IMPACT DE LA RÉPARTITION GÉOGRAPHIQUE ET SAISONNIÈRE DE LA RÉCOLTE SUR LES NIVEAUX DE RÉCOLTE ADMISSIBLES COMPATIBLES AVEC LES OBJECTIFS DE GESTION POUR LE STOCK BEL-EBH

Divers scénarios de répartition de la récolte de bélugas du Nunavik et de Sanikiluaq dans le temps et l'espace ont été explorés, en utilisant comme métrique le ratio de la récolte totale par béluga du stock BEL-EBH débarqué (tableau 7). Par exemple, la répartition saisonnière et géographique de 2021 à 2024 des prises de bélugas au Nunavik et à Sanikiluaq donnerait une récolte de 3,8 bélugas pour chaque béluga du stock BEL-EBH débarqué. Par ailleurs, si toute la récolte devait avoir lieu dans le détroit d'Hudson à la fin de l'automne, 20 bélugas pourraient être récoltés pour chaque béluga du stock BEL-EBH débarqué.

DISCUSSION

Nous présentons ici la première évaluation de stock à l'aide du modèle de population intégré récemment élaboré pour le stock de bélugas BEL-EBH (Van de Walle *et al.* en prép.). Dans les évaluations de stock précédentes pour le béluga du Nunavik, l'avis sur la récolte était fourni en fonction d'un modèle de production excédentaire (p. ex. Hammill *et al.* 2023, Sauvé *et al.* 2024). On avait alors estimé que l'abondance du stock BEL-EBH était de 2 900 (IC à 95 % = [1 700, 3 900]) en 2021 et que le stock diminuait à un taux de 3,0 % par année depuis 2015 (Hammill *et al.* 2023). Quant au stock JAM, son abondance avait été estimée à 16 700 (IC à 95 % = 11 600-21 300) bélugas en 2021 et sa tendance démographique était jugée stable (Hammill *et al.* 2023). Lorsqu'on compare le modèle de production excédentaire et le modèle de population intégré pour le stock BEL-EBH avec les mêmes jeux de données et sur la même période, les résultats sont généralement similaires (Van de Walle *et al.* en prép.). Cependant, le modèle de population intégré a produit des estimations plus précises et montré une diminution de population plus lente au cours des dernières années en raison de l'intégration de sources d'information supplémentaires dans sa formulation (Van de Walle *et al.* en prép.). Depuis, une nouvelle estimation provenant du relevé aérien de 2024 est devenue disponible pour alimenter le modèle. De plus, la série temporelle des estimations de l'abondance tirées des relevés aériens a été entièrement révisée (Sauvé *et al.* 2025). Bien qu'il existe une forte corrélation entre les estimations d'abondance antérieures et nouvelles autant pour le stock BEL-EBH que pour le stock JAM (Sauvé *et al.* 2025), ces variations ont néanmoins modifié la série temporelle d'abondance et les CV associés qui sont utilisés comme données d'entrée pour le modèle de population intégré. Avec le nouveau modèle de population intégré et les données actualisées, la nouvelle estimation de l'abondance du stock BEL-EBH pour 2024 est de 2 200 (IC à 95 % = [1 800; 2 500]) et le taux annuel de déclin depuis 2021 est estimé à 5,1 % (IC à 95 % = [3,6; 7,2]). La nouvelle estimation de l'abondance du stock JAM pour 2024 est de 16 000 (IC à 95 % = [12 300, 20 600]) et la tendance du stock est considérée comme stable.

Les deux derniers relevés aériens (2021 et 2024) ont produit les estimations les plus faibles et les plus précises de l'abondance de bélugas du stock BEL-EBH dans la série temporelle, qui remonte à 1985 (St-Pierre *et al.* 2024, Sauvé *et al.* 2025). Ces deux derniers relevés ont donc eu un effet de levier sur la tendance démographique du stock BEL-EBH et l'abondance estimée à l'aide du modèle de population intégré. Des estimations tirées de relevés consécutifs et pointant dans la même direction sont plus susceptibles d'entraîner une forte probabilité de représenter une véritable tendance dans l'abondance. Ceci, combiné au fait qu'il s'agit des deux points les plus récents de la série temporelle, explique probablement pourquoi les estimations issues du modèle indiquent un taux plus élevé de déclin de la population à la fin de la série temporelle, comparativement aux évaluations précédentes dans lesquelles l'estimation de l'abondance du relevé de 2024 n'avait pas encore été incluse (Sauvé *et al.* 2024; Van de Walle *et al.* en prép.).

Malgré l'optimisation de l'utilisation des données disponibles pour améliorer l'ajustement du modèle, des incertitudes subsistent dans les sources de données et pourraient avoir des effets sur les résultats du modèle de population intégré. Le nombre d'animaux récoltés est une source clé d'information dans le modèle pour le stock BEL-EBH (figure A8) qui influence grandement les estimations issues du modèle. Depuis 2009, les statistiques sur la récolte sont disponibles dans un format qui facilite la répartition des récoltes entre les saisons et les zones de gestion. Cependant, auparavant, seules les récoltes annuelles totales étaient disponibles. Nous avons donc dû émettre des hypothèses pour répartir ces données entre les saisons. Par exemple, dans le détroit d'Hudson, la proportion relative de la récolte au printemps et à l'automne de 1974 à 2008 demeure incertaine. Une compilation détaillée et normalisée des enregistrements des prises hebdomadaires antérieurs permettrait d'affiner la répartition des récoltes déclarées au Nunavik par saison et par zone et d'évaluer les potentiels changements au fil du temps. Cependant, la remise en question de notre hypothèse en ajustant le pourcentage de la récolte au printemps par rapport à l'automne entre 1974 et 2008 à la hausse ou à la baisse de 10 % a un effet très limité (c.-à-d. que le biais est faible comparativement à l'incertitude) sur l'estimation de la taille et de la capacité de charge initiales de la population (K) et n'a pratiquement aucun effet sur les estimations récentes de l'abondance (2024; figure A13). De plus, la taille d'échantillon génétique pour deux combinaisons de zones de gestion et de saisons est insuffisante pour estimer la contribution relative des différents stocks de bélugas débarqués. Encore une fois, des hypothèses ont été émises en s'appuyant sur les données des zones de gestion avoisinantes à des périodes semblables de l'année. Un plus grand échantillonnage dans les communautés du nord-est de la baie d'Hudson et de la baie d'Ungava, particulièrement au printemps, permettrait également d'estimer la contribution des stocks de bélugas récoltés dans les communautés avoisinantes. Enfin, comme discuté dans Van de Walle *et al.* (en prép.), très peu de données sont actuellement disponibles pour alimenter le modèle sur la proportion de la récolte qui n'est pas récupérée ou pas déclarée (c.-à-d. les sources de biais englobant le paramètre des animaux abattus et perdus) pour les bélugas des stock BEL-EBH et JAM. Un effort pour améliorer les estimations de ce paramètre pour la récolte du béluga au Nunavik et à Sanikiluaq est souhaitable, car les estimations issues du modèle de la taille et des tendances de la population sont sensibles à ses variations (Van de Walle *et al.* en prép.).

Le seuil de 3 400 prévu dans le plan de gestion actuel a été établi en fonction du dernier avis scientifique disponible au moment de l'élaboration du plan de gestion (MPO 2020). On estimait alors que le stock BEL-EBH était en légère augmentation ou stable, avec une abondance de 3 400 individus en 2016. Toutefois, de nouveaux facteurs de correction (biais de disponibilité et de perception) pour les estimations de l'abondance en surface des bélugas issues des relevés aériens ont été utilisés dans le plus récent avis scientifique (MPO 2022), ce qui a fait augmenter toutes les estimations de l'abondance dans la série temporelle. En outre, deux relevés aériens ont produit les estimations de l'abondance des bélugas du stock BEL-EBH les plus faibles depuis 1985 (Sauvé *et al.* 2025; St-Pierre *et al.* 2024), suggérant que plutôt que d'être stable, le stock de bélugas BEL-EBH serait en diminution depuis 2015. Ainsi, le niveau de référence de 3 400 bélugas n'est plus valide. Le plan de gestion du béluga au Nunavik sera renouvelé. Dans ce document, nous avons fourni des projections démographiques pour le stock en fonction d'un large éventail d'objectifs de gestion et d'échéanciers potentiels qui pourraient guider le processus décisionnel.

Nous avions suffisamment de données pour construire un modèle de population qui correspondait bien aux données et qui estimait quantitativement les niveaux de référence qui déclenchaient des mesures de gestion en vertu de l'approche de précaution (Lang *et al.* en prép.; Hammill *et al.* 2024). La façon dont ces niveaux sont déterminés varie selon les espèces et les pays (examen dans Hammill *et al.* 2024). Dans le cadre RMD-MPO, le PRL et le PRP sont calculés à 24 % et 48 % de K , la capacité de charge, respectivement. Dans une

réévaluation récente du cadre de gestion des phoques de l'Atlantique, on a indiqué que lorsqu'un modèle de population peut être élaboré, il devrait être utilisé pour estimer K et que K devrait être calculé sur la plus longue période possible (Lang *et al.* en prép.). C'est l'approche utilisée dans la présente évaluation. Alors que le stock de bélugas JAM se trouve dans la zone saine selon ces critères, c'est-à-dire au-dessus du PRP, le stock BEL-EBH quant à lui se rapproche du PRL et de la zone critique. En vertu de l'approche de précaution, si un stock tombe sous le PRL, on considère qu'il a subi des dommages graves et il est obligatoire de mettre en œuvre un plan de rétablissement du stock (MPO 2006; Lang *et al.* en prép.). Dans le cas d'un stock en déclin approchant le PRL, il faut 1) mettre en œuvre des mesures de gestion pour favoriser sa croissance et mettre fin aux déclins évitables et 2) amorcer l'élaboration d'un plan de rétablissement avant que le stock ne chute à son PRL. Les bélugas du Nunavik ne sont pas gérés selon l'approche de précaution et ne sont donc pas soumis à ces obligations. Toutefois, l'approche de précaution peut être utile pour contextualiser l'état des stocks de bélugas du Nunavik. Il convient également de noter que les conditions environnementales qui prévalaient et influençaient la dynamique des populations de bélugas dans les décennies précédentes ne sont peut-être plus représentatives des conditions actuelles et futures. Par conséquent, K , les points de référence et les projections de l'abondance des populations pour les stocks de bélugas JAM et BEL-EBH ne tiennent pas compte des changements potentiels des conditions environnementales et pourraient constituer des surestimations si des conditions environnementales défavorables sont observées dans les décennies à venir.

La gestion du béluga au Nunavik est complexe en raison d'une interaction de divers facteurs. Premièrement, en vertu des accords sur les revendications territoriales, les droits de chasse doivent être balancés avec les principes de la conservation, ce qui peut donner lieu, du moins en apparence, à un paradoxe de gestion (Hammill *et al.* 2024). Deuxièmement, un grand nombre de communautés sont touchées, avec des pratiques et calendriers de chasse différents. Troisièmement, les bélugas chassés le long de la côte du Nunavik proviennent d'un mélange de stocks de taille et statut très différents et qui sont communs à trois autorités compétentes. Jusqu'à présent, on s'est efforcé de détourner la chasse vers les stocks plus abondants de l'ouest de la baie d'Hudson et de la baie James et de l'éloigner du stock moins nombreux BEL-EBH, grâce à plusieurs mesures, notamment des fermetures saisonnières et des limites des prises. Cependant, le nombre de bélugas du stock BEL-EBH récoltés chaque année, estimé en couplant l'information sur la récolte totale avec la contribution génétique par zone et par saison, est demeuré au-dessus des niveaux recommandés dans le plan de gestion actuel depuis sa mise en œuvre en 2021. Les taux de récolte actuels ne sont pas durables. Ils ont atteint un niveau qui, s'il est maintenu, fera chuter le stock à un faible niveau d'où il pourrait ne pas se rétablir (quasi-extinction) d'ici 15 ans. Les bélugas montrent une fidélité intra-annuelle et interannuelle à leurs aires d'estivage; de ce fait, les stocks sont plus vulnérables à l'extinction locale que d'autres espèces, car leur capacité de recolonisation pourrait être plus faible (Wade *et al.* 2012, O'Corry-Crowe *et al.* 2018, 2020). Certaines communautés, en particulier dans l'arc de l'est de la baie d'Hudson, pourraient éventuellement voir leur accès à cette ressource importante sur le plan culturel et nutritionnel réduit et devoir se déplacer dans d'autres régions pour répondre à leurs besoins.

Nous avons exploré des scénarios de répartition saisonnière et régionale des prises de bélugas au Nunavik et aux îles Belcher. Ces scénarios alternatifs illustrent comment des fermetures régionales et saisonnières pourraient réduire la pression de la chasse sur le stock de bélugas BEL-EBH tout en maintenant un potentiel élevé de récolte de bélugas par les Nunavimmiut. En 2024, le Groupe de travail sur le béluga (GTB) de l'est de la baie d'Hudson, qui réunit les principaux intervenants participant à la gestion, a repris ses activités. Présenter les résultats de ces scénarios ainsi que d'autres scénarios d'intérêt pour les partenaires de cogestion lors des discussions du groupe de travail représenterait une étape vers d'éventuels efforts de

collaboration pour définir des mesures de conservation qui contribueraient au rétablissement des stocks tout en maintenant dans le futur les activités de chasse de subsistance dans l'ensemble du Nunavik, suivant certaines réflexions récentes sur les approches de gestion inclusive (p. ex. Frid *et al.* 2023).

Cette évaluation de stock présente la deuxième estimation issue d'un modèle de l'abondance et de la tendance du stock de bélugas JAM, la première ayant été décrite dans Hammill *et al.* (2023) à l'aide du modèle de production excédentaire. Contrairement au stock de bélugas BEL-EBH, très peu de données sont disponibles sur la composition (âge, sexe et état reproducteur) de la récolte de bélugas JAM pour alimenter le modèle de population. En effet, les efforts de récolte (et donc d'échantillonnage) ciblant le stock JAM ont été limités jusqu'à tout récemment (depuis 2014), et restent actuellement faibles par rapport à ceux qui visent le béluga du stock BEL-EBH. De plus, la variance associée aux estimations tirées des relevés aériens du béluga JAM est importante, ce qui peut expliquer la contribution limitée des relevés aériens aux estimations issues du modèle. Il convient donc d'user de prudence pour interpréter les résultats présentés ici et de les considérer comme une première tentative d'adopter une approche plus intégrée pour la modélisation de ce stock. Néanmoins, on estime que le stock JAM s'est stabilisé ces dernières années et qu'il se rapproche de sa capacité de charge. On estime que le stock est bien au-dessus du PRP et donc dans la zone saine.

REMERCIEMENTS

Nous remercions tout particulièrement Geneviève Parent et son équipe pour les analyses génétiques (détermination du sexe et des haplotypes). Nous remercions également Limoilou-Amélie Renaud et Meredith Sherrill pour leurs analyses de la progestérone. Nous sommes très reconnaissants au Centre de Recherche du Nunavik (Société Makivvik) d'avoir coordonné le programme d'échantillonnage du béluga dans tout le Nunavik au cours des dernières décennies, et particulièrement à Peter May pour la détermination de l'âge des bélugas par des analyses dentaires. Nous reconnaissons et apprécions le travail dévoué des gardiens Uumajuit dans leurs communautés respectives au fil des ans. Nous remercions chaleureusement l'Association de chasseurs et de trappeurs de Sanikiluaq pour son engagement à long terme dans la coordination de la collecte d'échantillons et des statistiques sur les prises dans sa communauté. Surtout, nous sommes extrêmement reconnaissants envers tous les chasseurs du Nunavik et de Sanikiluaq qui ont fourni des échantillons de leurs bélugas. Le travail sur le terrain et les efforts de modélisation ont bénéficié du soutien financier du Fonds national pour les relevés du MPO, du Fonds de mise en œuvre de l'Accord sur les revendications territoriales des Inuit du Nunavik, du Conseil de gestion des ressources fauniques de la région marine du Nunavik et du Conseil de gestion des ressources fauniques de la région marine d'Eeyou.

RÉFÉRENCES CITÉES

- Bailleul, F., Lesage, V., Power, M., Doidge, D.W., et Hammill, M.O. 2012a. Differences in diving and movement patterns of two groups of beluga whales in a changing Arctic environment reveal discrete populations. *Endanger. Species Res.* 17: 27–41.
- Bailleul, F., Lesage, V., Power, M., Doidge, D.W., et Hammill, M.O. 2012b. Migration phenology of beluga whales in a changing Arctic. *Clim. Res.* 53: 169–178.
- Biddlecombe, B.A., et Watt, C.A. 2024. Modeling population dynamics of beluga whales in the Eastern High Arctic – Baffin Bay population. *J. Wild. Manag.* 88:e22657.

-
- Brennin, R., Murray, B.W., Friesen, M.K., Maiers, L.D., Clayton, J.W., et White, B.N. 1997. Population genetic structure of beluga whales (*Delphinapterus leucas*): mitochondrial DNA sequence variation within and among North American populations. *Can. J. Zool.* 75: 795–802.
- Breton-Honeyman, K., Furgal, C. M., et Hammill, M. O. 2013. Nunavimmiut knowledge of belugas. Preliminary report. Environmental and Life Sciences Program, Trent University, Peterborough, ON.
- Brown Gladden, J.G., Ferguson, M.M., et Clayton, J.W. 1997. Matriarchal genetic population structure of North American beluga whales *Delphinapterus leucas* (Cetacea: Monodontidae). *Mol. Ecol.* 6: 1033–1046.
- Brown Gladden, J.G., Ferguson, M.M., Friesen, M.K., et Clayton, J.W. 1999. Population structure of North American beluga whales (*Delphinapterus leucas*) based on nuclear DNA microsatellite variation and contrasted with the population structure revealed by mitochondrial DNA variation. *Mol. Ecol.* 8: 347–363.
- Caron, L.M.J., et Smith, T.G. 1990. Philopatry and site tenacity of belugas, *Delphinapterus leucas*, hunted by the Inuit at the Nastapoka estuary, eastern Hudson Bay. *Can. Bull. Fish. Aquat. Sci.* 224 :69–79.
- Carpenter, B., Gelman, A., Hoffman, M.D., Lee, D., Goodrich, B., Betancourt, M., Brubaker, M., Guo, J., Li, P., et Riddell, A. 2017. Stan: A probabilistic programming language. *J. Stat. Softw.* 76:32.
- Caswell, H., de Vries, C., Hartemink, N., Roth, G., et van Daalen, S.F. 2018. Age × stage-classified demographic analysis: a comprehensive approach. *Ecol. Monogr.* 88: 560–584.
- Colbeck, G.J., Duchesne, P., Postma, L.D., Lesage, V., Hammill, M.O., et Turgeon, J. 2013. Groups of related belugas (*Delphinapterus leucas*) travel together during their seasonal migrations in and around Hudson Bay. *Proc. R. Soc. B.* 280: 20122552.
- COSEPAC. 2020. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le béluga (*Delphinapterus leuca*), 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.
- de March, B.G.E., et Postma, L.D. 2003. Molecular genetic stock discrimination of belugas (*Delphinapterus leucas*) hunted in eastern Hudson Bay, Northern Quebec, Hudson Strait, and Sanikiluaq (Belcher Islands), Canada, and comparisons to adjacent populations. *Arctic.* 56: 111–124.
- de March, B.G.E., Maiers, L.D., et Friesen, M.K. 2002. An overview of genetic relationships of Canadian and adjacent populations of belugas (*Delphinapterus leucas*) with emphasis on Baffin Bay and Canadian eastern Arctic populations. *NAMMCO Sci. Publ.* 4: 17–38.
- de March, B.G.E., Stern, G.A., et Innes, S. 2004. The combined use of organochlorine contaminant profiles and molecular genetics for stock discrimination of white whales (*Delphinapterus leucas*) hunted in three communities on southeast Baffin Island. *J. Cetac. Res. Manage.* 6: 241–250.
- Doidge, D. W. 1990. Age and stage based analysis of the population dynamics of beluga whales, *Delphinapterus leucas*, with particular reference to the northern Quebec population. PhD Dissertation. *McGill University*, 190 p.

-
- Doidge, D. W., Adams, W., et Burgy, C. 2002. *Traditional Ecological Knowledge of beluga whales in Nunavik: Interviews from Puvirnituq, Umiujaq and Kuujjuaraapik*. Report 12-419 of the Nunavik Research Centre submitted to Environment Canada's Habitat Stewardship Program for Species at Risk. Project PH-2001-2-20022. Makivik Corporation. Kuulluaq, ac. 10 p + Appendix of 9 maps.
- Eberhardt, L.L. 2002. A paradigm for population analysis of long-lived vertebrates. *Ecology* 83: 2841–2854.
- Frid, A., Wilson, K.L., Walkus, J., Forrest, R.E., et Reid, M. 2023. Re-imagining the precautionary approach to make collaborative fisheries management inclusive of Indigenous Knowledge Systems. *Fish Fish.* 24: 940–958.
- Gosselin, J.-F. 2005. [Abundance indices of belugas in James Bay and eastern Hudson Bay in summer 2004](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2005/011.
- Gosselin, J.-F., Lesage, V., Hammill, M. O., et Bourdages, H. 2002. [Abundance indices of beluga in James Bay, eastern Hudson Bay and Ungava Bay in summer 2001](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2002/042. 27 p.
- Gosselin, J.-F., Lesage, V., et Hammill, M. O. 2009. [Abundance indices of beluga in James Bay, eastern Hudson Bay and Ungava Bay in 2008](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/006. iv + 25.
- Gosselin, J.-F., Doniol-Valcroze, T., et Hammill, M. O. 2013. [Abundance estimate of beluga in eastern Hudson Bay and James Bay, summer 2011](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/016. vii + 20.
- Gosselin, J.-F., Hammill, M.O., et Mosnier, A. 2017. [Indices of abundance for 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.
- Hammill, M.O., Mosnier, A., Gosselin, J.-F., Matthews, C.J.D., Marcoux, M., et Ferguson, S.H. 2017. [Management approaches, abundance indices and total allowable harvest levels of belugas in Hudson Bay](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/062. iv + 43 p.
- Hammill, M.O., Mosnier, A., et Bordeleau, X. 2021. [Mise à jour des impacts des prélèvements sur l'abondance du béluga du Nunavik](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/003. iv + 22 p.
- Hammill, M.O., St-Pierre, A.P., Mosnier, A., Parent, G.J., et Gosselin, J.-F. 2023. [Abondance totale et impact des prélèvements sur le béluga de l'est de la baie d'Hudson et de la baie James 2015-2022](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/066. iv + 54 p.
- Hammill, M.O., Stenson, G.B., Doniol-Valcroze, T., et Lang, S.L.C. 2024. Application of the Precautionary Approach to the Management of Marine Mammals in northern Canada. NAMMCO Sci. Publ. 13.
- Heide-Jørgensen, M.P., et Rosing-Asvid, A. 2002. Catch statistics for beluga in West Greenland 1862 to 1999. NAMMCO Scientific Publications 4: 127–142.
- Heide-Jørgensen, M.P., et Teilmann, J. 1994. Growth, reproduction, age structure and feeding habits of white whales (*Delphinapterus leucas*) in West Greenland waters. *Meddelelser om Grønland, Bioscience*. 39: 195–212.
- Hobbs, R.C., Reeves, R.R., Prewitt, J. S., Desportes, G., Breton-Honeyman, K., Christensen, T., Citta, J.J., et al. 2019. Global review of the conservation status of Monodontid stocks. *Mar. Fish. Rev.* 81:1-53.

-
- Innes, S., et Stewart, R.E.A. 2002. Population size and yield of Baffin Bay beluga (*Delphinapterus leucas*) stocks. NAMMCO Scientific Publications. 4: 225–238.
- Kingsley, M. C. S. 2000. Numbers and distribution of beluga whales, *Delphinapterus leucas*, in James Bay, eastern Hudson Bay, and Ungava Bay in Canada during the summer of 1993. Fish. Bull. 98, 736–747.
- Lang, S.L.C., den Heyer, C.E., Stenson, G.B., Hammill, M.O., Van de Walle, J., et Hamilton, C.D. En préparation. Review of the Atlantic Seal Management Strategy Precautionary Approach Framework. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.
- Lair, S., Measures, L.N., et Martineau, D. 2015. Pathologic findings and trends in mortality in the beluga (*Delphinapterus leucas*) population of the St Lawrence Estuary, Quebec, Canada, from 1983 to 2012. Vet. Pathol. 53: 1–15.
- Lesage, V., Measures, L.N., Mosnier, A., Lair, S., Michaud, R., et Béland, P. 2014. [Mortality patterns in St. Lawrence Estuary beluga \(*Delphinapterus leucas*\), inferred from the carcass recovery data, 1983–2012](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/118. iv + 23 p.
- Lewis, A.E., Hammill, M.O., Power, M., Doidge, D.W., et Lesage, V. 2009. Movement and aggregation of eastern Hudson Bay beluga whales (*Delphinapterus leucas*): a comparison of patterns found through satellite telemetry and Nunavik traditional ecological knowledge. Arctic. 62: 13–24.
- Lowry, L., Reeves, R., et Laidre, K. 2017. *Delphinapterus leucas*. The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T6335A50352346.
- Matthews, C.J.D., et Ferguson, S.H. 2015. Weaning age variation in beluga whales (*Delphinapterus leucas*). J Mammal. 96: 425–437.
- McDonald, M., Arragutainaq, L., et Novalinga, Z. 1997. Voices from the Bay: Traditional Ecological Knowledge of Inuit and Cree in the Hudson Bay Bioregion. Ottawa: Canadian Arctic Resources Committee and Environmental Committee of the Municipality of Sanikiluaq. xiii + 98 p.
- McElreath, R. 2020. Statistical rethinking: a Bayesian course with examples in R and Stan. CRC Press, Boca Raton, FL. 459 p.
- Montana, L., Bringole, T.T., Bourret, A., Sauvé, C., Mosnier, A., Ferguson, S.H., Postma, L., Lesage, V., Watt, C.A., Hammill, M.O., et Parent, G. 2024 Reduced representation and whole-genome sequencing approaches highlight beluga whale populations associated to eastern Canada summer aggregations. Evol. Appl. 17:1-20.
- Mosnier, A., Doniol-Valcroze, T., Gosselin, J.-F., Lesage, V., Measures, L.N., et Hammill, M.O. 2015. Insights into processes of population decline using an integrated population model: the case of the St. Lawrence Estuary beluga (*Delphinapterus leucas*). Ecol. Modell. 314: 15–31. Elsevier.
- MPO. 2006. [Stratégie de pêche en conformité avec l'approche de précaution](#). Secr. Can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2006/023.
- MPO. 2020. [Avis sur le prélèvement de béluga \(*Delphinapterus leucas*\) dans l'est de la baie d'Hudson en 2020](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2020/031.
- MPO. 2022. [Avis sur le prélèvement de béluga \(*Delphinapterus leucas*\) dans l'est de la baie d'Hudson et dans la baie James](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2022/024. (Erratum : juin 2024)

-
- MPO. 2024. [Conséquence pour la conservation du déplacement de la limite nord de la zone de prise totale autorisée de béluga des îles Belcher et de l'est de la baie d'Hudson au sud de son emplacement actuel](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Rép. des Sci. 2024/026.
- MPO. 2025. [Stratégie révisée de gestion des phoques de l'Atlantique](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2025/005.
- NAMMCO. 2018. Global Review of Monodontids. North Atlantic Marine Mammal Commission Report, Hillerød, Denmark, 277.
- O'Corry-Crowe, G.M., Suydam, R.S., Quakenbush, L.T., Potgieter, B., Harwood, L.A., Litovka, D., Ferrer, T., Citta, J., Burkanov, V., Frost, K., et Mahoney, B. 2018. Migratory culture, population structure and stock identity in North Pacific beluga whales (*Delphinapterus leucas*). PLoS ONE 13, 1–32.
- O'Corry-Crowe, G., Suydam, R.S., Quakenbush, L.T., Smith, T.G., Lydersen, C., Kovacs, K.M., Orr, J., Harwood, L., Litovka, D., et Ferrer, T. 2020. Group structure and kinship in beluga whale societies. Sci. Rep. 10, 11462.
- 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.
- Parent, G.J., Montana, L., Bonnet, C., Parent, É., St-Pierre, A.P., Watt, C., et Hammill, M.O. 2024. Genetic monitoring program for beluga (*Delphinapterus leucas*) harvested in the Nunavik and Nunavut (Belcher Islands) regions. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3643: vii + 34 p.
- Postma, L.D. 2017. Genetic diversity, population structure and phylogeography among belugas (*Delphinapterus leucas*) in Canadian waters: broad to fine-scale approaches to inform conservation and management strategies. PhD dissertation. University of Manitoba. 314 p.
- Postma, L.D., Petersen, S.D., Turgeon, J., Hammill, M.O., Lesage, V., et Doniol-Valcroze, T. 2012. [Beluga whales in James bay a separate entity from Eastern Hudson Bay belugas](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/074.iii + 23 p.
- R Core Team. 2024. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Reeves, R.R., et Mitchell, E. 1987. History of white whale (*Delphinapterus leucas*): exploitation in eastern Hudson Bay and James Bay. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 95: 45 p.
- Renaud, L.A., Bordeleau, X., Kellar, N.M., Pigeon, G., Michaud, R., Morin, Y., Lair, S., Therien, A., et Lesage, V. 2023. Estimating pregnancy rate from blubber progesterone levels of a blindly biopsied beluga population poses methodological, analytical and statistical challenges. Conserv. Physiol. 11: 10.1093.
- Richard, P. R. 2004. [An estimate of the Western Hudson Bay beluga population size in 2004](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2005/017. ii + 29.
- Rioux, È., Lesage, V., Postma, L.D., Pelletier, É., Turgeon, J., Stewart, R.E.A., Stern, G., et Hammill, M.O. 2012. Use of stable isotopes and trace elements to determine harvest composition and wintering assemblages of belugas at a contemporary ecological scale. Endanger. Species Res. 18, 179–191.

-
- Roth, G., et Caswell, H. 2016. Hyperstate matrix models: extending demographic state spaces to higher dimensions. *Methods Ecol. Evol.* 7: 1438–1450.
- Sauvé, C., Caissy, P., Hammill, M.O., Mosnier, A., St-Pierre, A. P., et Gosselin, J.-F. 2024. [Évaluation du potentiel de rétablissement des stocks de béluga \(*Delphinapterus leucas*\) du Nunavik \(nord du Québec\)](#). Doc. de rech. 2024/030. v + 77 p.
- Sauvé, C., Mosnier, A. et Gosselin, J.-F. 2025. Estimations de l'abondance du béluga (*Delphinapterus leucas*) dans la baie James et la région des îles Belcher et de l'est de la baie d'Hudson à l'été 2024. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2025/053. iv + 70 p.
- Smith, T.G., et Hammill, M.O. 1986. Population estimates of white whale, *Delphinapterus leucas*, in James Bay, eastern Hudson Bay, and Ungava Bay. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43: 1982–1987.
- St-Pierre, A.P., Gosselin, J.-F., Mosnier, A., Sauvé, C. et Hammill, M.O. 2024. [Estimation de l'abondance du béluga \(*Delphinapterus leucas*\) dans la baie James et la région des îles Belcher-est de la baie d'Hudson à l'été 2021](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/040. iv + 40 p.
- Suydam, R. S. 2009. Age, growth, reproduction, and movements of beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the eastern Chukchi Sea. PhD dissertation. University of Washington. xi + 152.
- Tinker, M.T., Mosnier, A., St-Pierre, A.P., Gosselin, J.-F., Lair, S., Michaud, R. et Lesage, V. 2024. [Modèle de population intégrée des bélugas \(*Delphinapterus leucas*\) de l'estuaire du Saint-Laurent](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/047. iv + 65 p.
- Turgeon, J., Duchesne, P., Postma, L.D., et Hammill, M.O. 2009. [Spatiotemporal distribution of beluga stocks \(*Delphinapterus leucas*\) in and around Hudson Bay: genetic mixture analysis based on mtDNA haplotypes](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/011. iv + 14 p.
- Turgeon, J., Duchesne, P., Colbeck, G.J., Postma, L.D., et Hammill, M.O. 2012. Spatiotemporal segregation among summer stocks of beluga (*Delphinapterus leucas*) despite nuclear gene flow: implication for the endangered belugas in eastern Hudson Bay (Canada). *Conserv. Genet.* 13: 419–433.
- Sauvé, C., Mosnier, A. et Gosselin, J.-F. 2025. [Estimations de l'abondance du béluga \(*Delphinapterus leucas*\) dans la baie James et la région des îles Belcher et de l'est de la baie d'Hudson à l'été 2024](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2025/053. v + 70 p.
- Wade, P.R. 1998. Calculating limits to the allowable human-caused mortality of cetaceans and pinnipeds. *Mar. Mamm. Sci.* 14: 1-37.
- Wade P.R., et Angliss, R.P. 1997. Guidelines for assessing marine mammal stocks: Report of the GAMMS Workshop, April 3-5, 1996, Seattle, Washington.
- Wade, P. R., Reeves, R. R., et Mesnick, S. L. 2012. Social and Behavioural Factors in Cetacean Responses to Overexploitation : Are Odontocetes Less “Resilient” Than Mysticetes? *J. Mar. Biol.* 2012: 567276.

TABLEAUX

Tableau 1. *Estimations tirées des relevés d'abondance des stocks de bélugas BEL-EBH et JAM (moyenne, écart type, intervalles de confiance à 95 % inférieur et supérieur).*

Année	Abondance moyenne	Écart type	IC à 95 % inférieur	IC à 95 % supérieur
Îles Belcher – Est de la baie d'Hudson (BEL-EBH)				
1985	4 497	1 168	2 725	7 420
1993	2 504	961	1 210	5 180
2001	2 634	1 166	1 149	6 035
2004	5 069	1 686	2 686	9 566
2008	4 326	938	2 843	6 584
2011	4 681	2 064	2 050	10 692
2015	8 506	4 341	3 312	21 842
2021	2 858	814	1 653	4 940
2024	1 491	366	928	2 396
Baie James (JAM)				
1985	4 788	1 525	2 604	8 805
1993	7 573	1 985	4 569	12 551
2001	17 958	4 477	11 098	29 059
2004	17 930	4 238	11 353	28 317
2008	25 686	18 174	7 369	89 535
2011	22 063	6 536	12 496	38 954
2015	22 847	7 557	12 149	42 964
2021	14 427	3 427	9 115	22 835
2024	11 455	2 650	7 322	17 921

Tableau 2. Récolte de bélugas déclarée dans quatre zones de gestion au Nunavik et à Sanikiluaq (SAN, Nunavut) de 1974 à 2023. ARC représente la partie courbe du sud-est de la baie d'Hudson et comprend les zones de gestion de l'est de la baie d'Hudson, le projet pilote de Kuujjuarapik et du nord-est de la baie d'Hudson, ainsi que la zone de fermeture volontaire (figure 1). DH représente la zone de gestion du détroit d'Hudson, SAN représente la communauté de Sanikiluaq, BU représente la baie d'Ungava et NEBH représente le nord-est de la baie d'Hudson. Les lettres AU signifient « automne » et les lettres PR « printemps ». Pour le détroit d'Hudson, à partir de 2018, la saison automnale a été décomposée davantage entre les périodes du début de l'automne (DH_{DA}) et de la fin de l'automne (DH_{FA}; Hammill et al. 2023; Van de Walle et al. en prép.). Il convient de noter que, de 1974 à 2000, les rapports sur le détroit d'Hudson incluaient également les prises dans la baie d'Ungava. La valeur élevée de la récolte pour Sanikiluaq en 2015 résulte d'un piégeage dans la glace où tous les individus ont été récoltés.

ANNÉE	ARC	DH	DH _{PR}	DH _{AU}	DH _{DA}	DH _{FA}	BU _{PR}	BU _{AU}	NEBH _{PR}	NEBH _{AU}	JAM	Total Nunavik	SAN
1974	184	421	NA	NA	NA	NA	0	0	0	0	0	605	0
1975	224	586	NA	NA	NA	NA	0	0	0	0	0	810	0
1976	216	463	NA	NA	NA	NA	0	0	0	0	0	679	0
1977	269	554	NA	NA	NA	NA	0	0	0	0	0	823	14
1978	164	243	NA	NA	NA	NA	0	0	0	0	0	407	6
1979	271	293	NA	NA	NA	NA	0	0	0	0	0	564	0
1980	280	281	NA	NA	NA	NA	0	0	0	0	0	561	0
1981	97	236	NA	NA	NA	NA	0	0	0	0	0	333	6
1982	114	271	NA	NA	NA	NA	0	0	0	0	0	385	30
1983	105	227	NA	NA	NA	NA	0	0	0	0	0	332	7
1984	131	189	NA	NA	NA	NA	0	0	0	0	0	320	28
1985	103	166	NA	NA	NA	NA	0	0	0	0	0	269	5
1986	43	126	NA	NA	NA	NA	0	0	0	0	0	169	25
1987	53	125	NA	NA	NA	NA	0	0	0	0	0	178	28
1988	52	117	NA	NA	NA	NA	0	0	0	0	0	169	20
1989	84	284	NA	NA	NA	NA	0	0	0	0	0	368	19
1990	53	109	NA	NA	NA	NA	0	0	0	0	0	162	20
1991	106	178	NA	NA	NA	NA	0	0	0	0	0	284	22
1992	78	96	NA	NA	NA	NA	0	0	0	0	0	174	20
1993	67	189	NA	NA	NA	NA	0	0	0	0	0	256	10
1994	82	207	NA	NA	NA	NA	0	0	0	0	0	289	50
1995	55	221	NA	NA	NA	NA	0	0	0	0	0	276	30
1996	56	211	NA	NA	NA	NA	0	0	0	0	0	267	30
1997	51	239	NA	NA	NA	NA	0	0	0	0	0	290	19
1998	50	252	NA	NA	NA	NA	0	0	0	0	0	302	54
1999	57	238	NA	NA	NA	NA	0	0	0	0	0	295	32
2000	62	208	NA	NA	NA	NA	0	0	0	0	0	270	23
2001	73	241	NA	NA	NA	NA	66	0	0	0	0	380	27
2002	5	161	NA	NA	NA	NA	13	0	0	0	0	179	15
2003	8	168	NA	NA	NA	NA	26	0	0	0	0	202	80
2004	3	144	NA	NA	NA	NA	4	0	0	0	0	151	94
2005	1	172	NA	NA	NA	NA	5	0	0	0	0	178	53
2006	0	147	NA	NA	NA	NA	2	0	0	0	0	149	22
2007	21	165	NA	NA	NA	NA	6	0	0	0	0	192	24
2008	23	92	NA	NA	NA	NA	5	0	0	0	0	120	33
2009	21	0	68	70	NA	NA	6	0	0	0	0	165	34
2010	16	0	138	61	NA	NA	8	7	0	0	0	230	47
2011	19	0	115	86	NA	NA	0	17	0	0	0	237	32
2012	13	0	208	56	NA	NA	10	2	0	0	0	289	61
2013	8	0	150	90	NA	NA	8	0	0	0	0	256	76
2014	22	0	208	37	NA	NA	11	0	1	14	5	298	26
2015	36	0	106	94	NA	NA	28	3	0	30	6	303	170
2016	17	0	121	19	NA	NA	24	3	0	3	38	225	43
2017	18	0	150	85	NA	NA	23	4	0	13	6	299	30
2018	14	0	146	0	91	0	100	2	2	17	6	378	50
2019	35	0	144	0	87	23	23	2	2	24	27	367	28
2020	39	0	189	0	71	7	90	1	0	5	28	430	46
2021	28	0	51	0	137	23	20	0	0	66	41	366	30
2022	19	0	161	0	33	90	24	0	25	22	10	384	51
2023	17	0	225	0	125	56	69	3	15	14	8	532	20
2024	43	0	289	0	98	97	114	12	0	24	4	681	48

Tableau 3. Proportions de bélugas des stocks BEL-EBH et JAM récoltés dans les différentes zones de gestion pendant les différentes saisons, utilisées dans le modèle de population intégré. La définition de certaines saisons change d'une région à l'autre. La taille d'échantillon représente le nombre total d'échantillons prélevés pour les analyses génétiques. Les percentiles de 2,5 % et 97,5 % de la distribution bêta utilisée dans le modèle pour la spécification des valeurs *a priori* sont également indiqués.

Zone de gestion	Saison	Taille d'échantillon	Proportion BEL-EBH	Proportion JAM
<i>Nunavik</i>				
Est de la baie d'Hudson (ARC)	Toute l'année	183	0,99 ¹ [0,95;1,00]	0,001 [0,00;0,01]
Détrict d'Hudson	Printemps (1 ^{er} fév. – 31 août)	880	0,14 [0,12;0,17]	0,02 [0,01;0,03]
	Automne (1 ^{er} sept. – 31 jan.)	739	0,33 [0,30;0,36]	0,004 [0,000;0,010]
	Début automne (1 ^{er} sept. – 20 nov.)	507	0,51 [0,47;0,56]	0,001 [0,000;0,005]
	Fin automne (21 nov. 21 – 31 jan.)	232	0,05 [0,03;0,08]	0,05 [0,03;0,09]
Baie d'Ungava	Printemps (1 ^{er} fév. – 31 août)	168	0,02 [0,00;0,08]	0,02 [0,00;0,04]
	Automne (1 ^{er} sept. – 31 jan.)	7	0,05 ² [0,00;0,32]	0,003 [0,00;0,015]
Nord-est de la baie d'Hudson	Printemps (1 ^{er} fév. – 31 août)	5	0,22 ² [0,05;0,70]	0,02 [0,00;0,18]
	Automne (1 ^{er} sept. – 31 jan.)	48	0,52 [0,38;0,65]	0,10 [0,03;0,20]
Île Long (Baie James)	Toute l'année	75	0,00	0,99 [0,91;1,00]
<i>Nunavut</i>				
Sanikiluaq	Été (1 ^{er} juil. – 31 août)	66	0,99 ¹ [0,97;1,00]	0,001 [0,000;0,009]
	Automne (1 ^{er} sept. – 30 nov.)	53	0,64 [0,51;0,76]	0,03 [0,00;0,09]
	Hiver (1 ^{er} déc. – 31 mar.)	59	0,57 [0,44;0,69]	0,08 [0,03;0,16]
	Printemps (1 ^{er} avr. – 30 juin)	352	0,58 [0,52;0,63]	0,18 [0,14;0,22]

¹ Il est assumé que tous les bélugas récoltés dans ces régions en été proviennent du stock BEL-EBH. Une valeur de 0,99 a été utilisée dans le modèle pour faciliter les calculs.

² En raison de la petite taille d'échantillons dans ces catégories de récolte, nous avons calculé une contribution proportionnelle du stock BEL-EBH en fonction des estimations de l'automne et du printemps pour le détrict d'Hudson.

Tableau 4. Taux de gestation des bélugas récoltés sur la côte du Nunavik entre octobre et mai de 2009 à 2024, estimés à partir des taux de progestérone dans le gras.

Année	Taille d'échantillon	Nombre de femelles gestantes	Proportion de femelles gestantes	Variance
2009	2	2	1,00	0,00
2010	2	1	0,50	0,25
2011	2	2	1,00	0,00
2012	4	2	0,50	0,25
2013	0	-	-	-
2014	2	0	0,00	0,00
2015	6	4	0,67	0,22
2016	2	0	0,00	0,00
2017	30	11	0,37	0,23
2018	14	4	0,29	0,20
2019	14	4	0,29	0,20
2020	7	0	0,00	0,00
2021	20	7	0,35	0,23
2022	13	5	0,39	0,24
2023	88	22	0,25	0,19
2024	26	12	0,46	0,25

Tableau 5. Points de référence utilisés pour calculer l'état des stocks de bélugas, le prélèvement biologique potentiel et les probabilités d'atteindre les objectifs de gestion présentés dans le document.

Paramètre	BEL-EBH			JAM		
	Moyenne	IC inférieur	IC supérieur	Moyenne	IC inférieur	IC supérieur
N2024	2 200	1 800	2 500	16 000	12 300	20 600
K	8 100	6 800	10 300	18 300	12 100	30 300
PRP	3 900	-	-	8 800	-	-
PRL	1 900	-	-	4 400	-	-
R_{max}	0,04	0,03	0,05	0,03	0,02	0,05
N_{min}	2 000	-	-	14 200	-	-

Tableau 6. Niveaux de récolte (nombre de bélugas du stock BEL-EBH récoltés par année) compatibles avec divers objectifs de gestion pour le stock de bélugas BEL-EBH. Les niveaux de récolte présentés excluent les animaux abattus et perdus. Un tiret indique que l'objectif de gestion spécifié est irréalisable dans des conditions de récolte nulle.

Objectif de gestion	Période de projection	Probabilité d'atteindre l'objectif		
		50 %	80 %	95 %
<i>Plan de gestion actuel 2021-2026</i>				
Atteindre ou dépasser 3 400 bélugas	5 ans	-	-	-
	10 ans	-	-	-
	25 ans	24	14	5
Atteindre ou dépasser 3 000 bélugas	5 ans	-	-	-
	10 ans	-	-	-
	25 ans	33	23	14
<i>Rendement maximal durable du MPO</i>				
Atteindre ou dépasser le PRL	5 ans	88	59	30
	10 ans	66	50	36
	25 ans	55	46	37
Atteindre ou dépasser le PRP	5 ans	-	-	-
	10 ans	-	-	-
	25 ans	13	3	-
<i>Scénarios de gestion alternatifs</i>				
Population stable	25 ans	50	43	35
Croissance annuelle positive de 1 %	25 ans	38	30	22

Tableau 7. Nombre total de bélugas qui seraient débarqués par les chasseurs du Nunavik et de Sanikiluaq par béluga du stock BEL-EBH récolté, selon divers scénarios de répartition spatio-temporelle des efforts de récolte, en fonction de la composition du stock propre à la zone et à la saison (voir le tableau 3). Les tableaux A4 et A5 indiquent la proportion de la récolte dans chaque zone de gestion et chaque saison pour chaque scénario envisagé.

Répartition spatiale de la récolte	Répartition temporelle de la récolte	Nombre total de bélugas récoltés par béluga du stock BEL-EBH débarqué
Scénario 1 : Identique à celle observée entre 2021 et 2024	Scénario A : Identique à celle observée entre 2021 et 2024	3,8
	Scénario B : Printemps uniquement	4,7
	Scénario C : Automne uniquement, avec début de l'automne seulement pour le détroit d'Hudson	2,0
	Scénario D : Automne seulement, avec fin de l'automne seulement pour le détroit d'Hudson	5,4
Scénario 2 : Identique au scénario 1, mais sans récolte dans l'arc de l'est de la baie d'Hudson	Scénario A : Identique à celle observée entre 2021 et 2024	4,1
	Scénario B : Printemps uniquement	6,0
	Scénario C : Automne uniquement, avec début de l'automne seulement pour le détroit d'Hudson	2,2
	Scénario D : Automne seulement, avec fin de l'automne seulement pour le détroit d'Hudson	6,5
Scénario 3 : Proportionnelle à la répartition de la population inuite	Scénario A : Identique à celle observée entre 2021 et 2024	2,6
	Scénario B : Printemps uniquement	2,7
	Scénario C : Automne uniquement, avec début de l'automne seulement pour le détroit d'Hudson	3,1
	Scénario D : Automne seulement, avec fin de l'automne seulement pour le détroit d'Hudson	2,1
Scénario 4 : Détroit d'Hudson seulement	Scénario A : Identique à celle observée entre 2021 et 2024	4,7
	Scénario B : Printemps uniquement	7,1
	Scénario C : Automne uniquement, avec début de l'automne seulement pour le détroit d'Hudson	2,0
	Scénario D : Automne seulement, avec fin de l'automne seulement pour le détroit d'Hudson	20,0

FIGURES

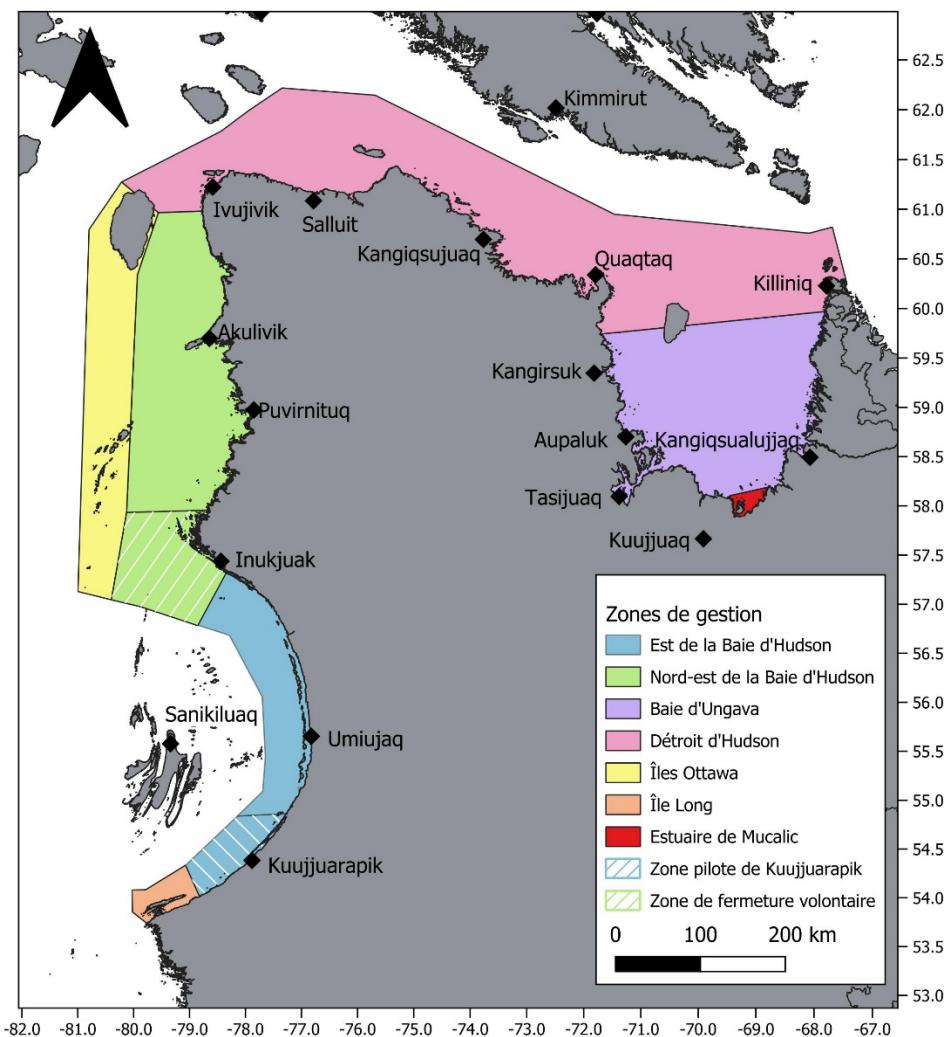


Figure 1. Carte des communautés (en noir) et des zones de gestion au Nunavik (Québec), Canada. Nous avons attribué les données sur la récolte déclarée à cinq zones de gestion au Nunavik : 1) « arc », qui comprend l'est de la baie d'Hudson, avec la zone pilote de Kuujjuarapik et la zone de fermeture volontaire, 2) nord-est de la baie d'Hudson (sauf la zone de fermeture volontaire), 3) détroit d'Hudson, 4) baie d'Ungava et 5) baie James (île Long). Aucune récolte n'a été signalée aux îles Ottawa. Le modèle de population intégré tient également compte des récoltes à Sanikiluaq, qui se trouve aux îles Belcher et fait partie du Nunavut. Les régions de l'île Long, des îles Belcher et de l'arc sont des aires d'estivage des populations génétiques de bélugas de la baie James (JAM), des îles Belcher (BEL) et de l'est de la baie d'Hudson (EBH), respectivement. De ce fait, tous les bélugas récoltés à Sanikiluaq et dans l'arc pendant l'été (en juillet et août) sont considérés comme provenant du stock de bélugas BEL-EBH. De même, tous les bélugas récoltés à l'île Long pendant l'été sont considérés comme des bélugas du stock JAM. Dans d'autres saisons et zones de gestion, la composition génétique de la récolte a été utilisée pour calculer la mortalité des bélugas du stock BEL-EBH et du stock JAM associée à la récolte.

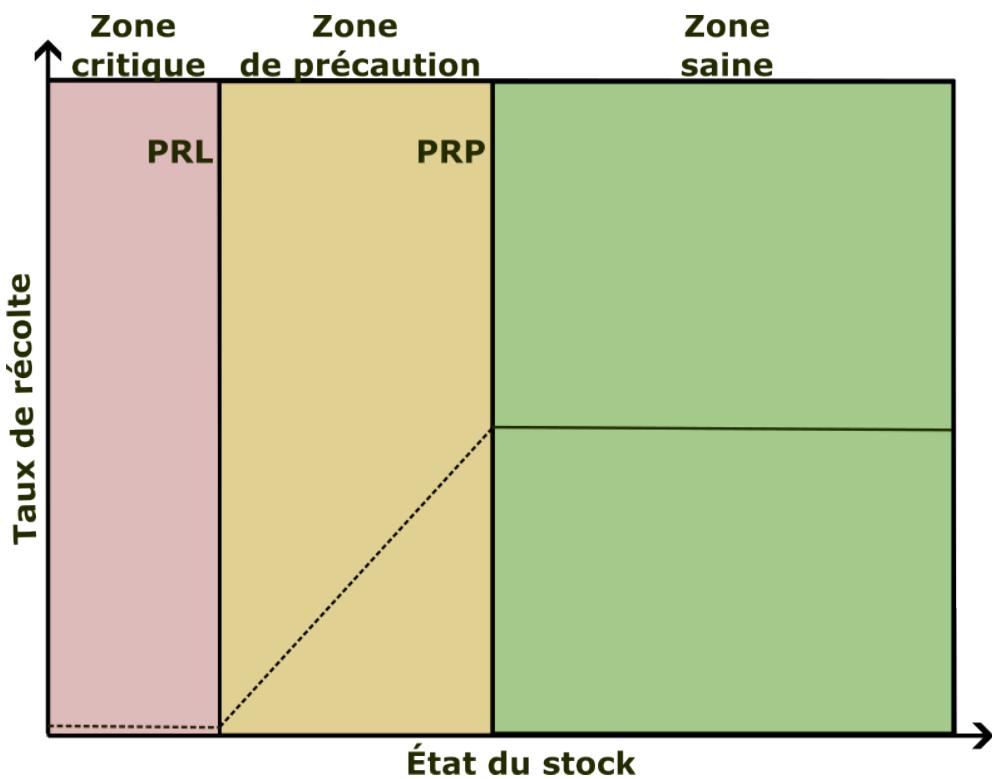


Figure 2. Taux d'exploitation compatibles avec l'approche de précaution au rendement maximal durable du MPO (MPO 2006). Trois zones de préoccupation pour la ressource sont définies et délimitées par le point de référence inférieur (PRL) et le point de référence de précaution (PRP).

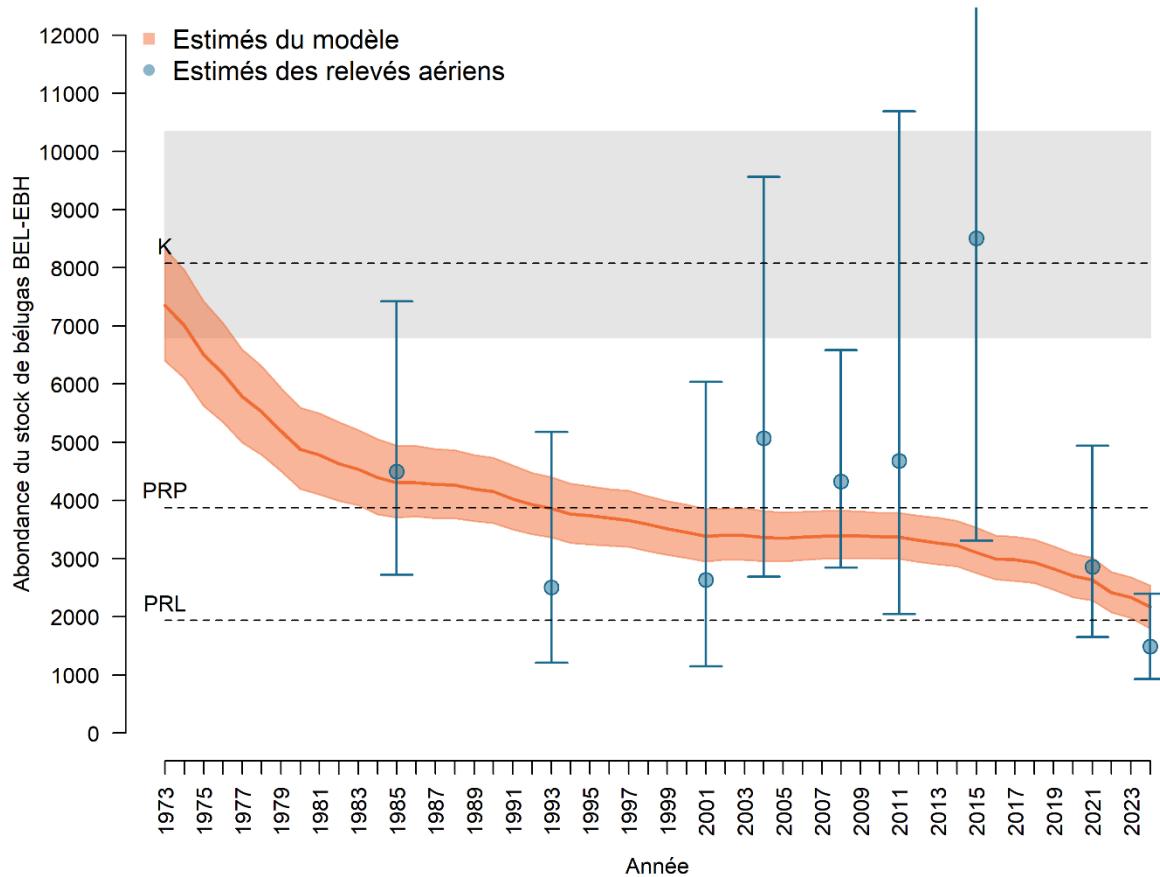


Figure 3. Tendance démographique du stock de bélugas BEL-EBH au Nunavik (Québec, Canada). L'abondance (moyenne : ligne orange foncé, intervalle de crédibilité à 95 % : polygone orange clair) est estimée par un modèle de population intégré multi-états (temps x âge). Les seuils définis dans le cadre de gestion au rendement durable maximal (RMD) du MPO sont indiqués, le RMD représentant 60 % de K , le point de référence de précaution (PRP) représentant 80 % du RMD et 48 % de K et le point de référence limite (PRL) représentant 40 % du RMD et 24 % de K . Les ombrages autour de l'estimation de K représentent l'IC à 95 %.

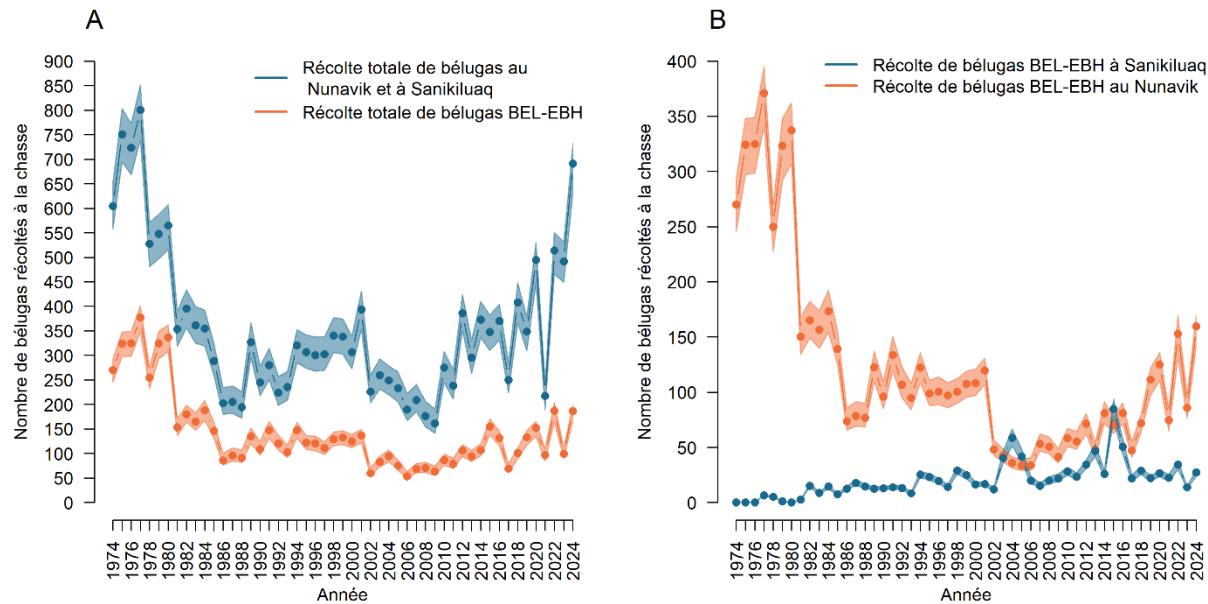


Figure 4. Variation temporelle (A) du nombre de bélugas débarqués au Nunavik et à Sanikiluaq dans le total et plus précisément provenant du stock BEL-EBH; et (B) récolte annuelle totale de bélugas du stock BEL-EBH au Nunavik (Québec) et à Sanikiluaq (Nunavut), séparément. Dans le panneau (A), les cercles représentent les récoltes déclarées, tandis que dans le panneau (B), ils illustrent les récoltes déclarées multipliées par la composition des stocks selon la saison et la région dans la récolte dérivée d'analyses génétiques. Les zones ombrées sont l'intervalle de crédibilité à 95 % des distributions a posteriori du modèle de population intégré multi-états pour le béluga du stock BEL-EBH.

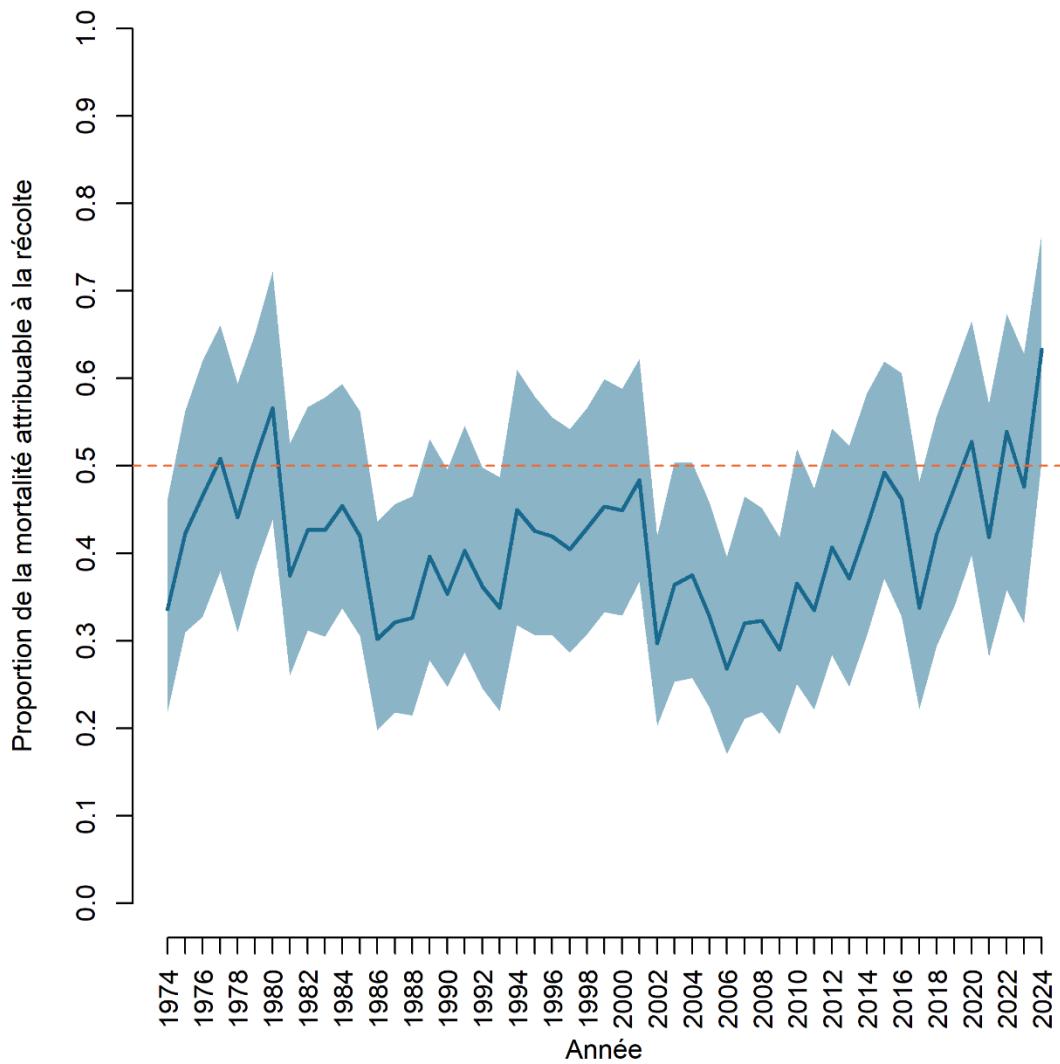


Figure 5. Variation temporelle de la proportion relative de la mortalité totale attribuable à la récolte, y compris les animaux débarqués et déclarés ainsi que ceux qui ont été abattus et perdus (c.-à-d. non récupérés ou non déclarés), estimée par le modèle de population intégré multi-états pour le béluga du stock BEL-EBH. La ligne horizontale orange tiretée représente une mortalité due à la récolte de 50 %. La ligne bleue continue et la zone ombrée représentent respectivement la moyenne et l'intervalle de crédibilité à 95 % de la distribution a posteriori.

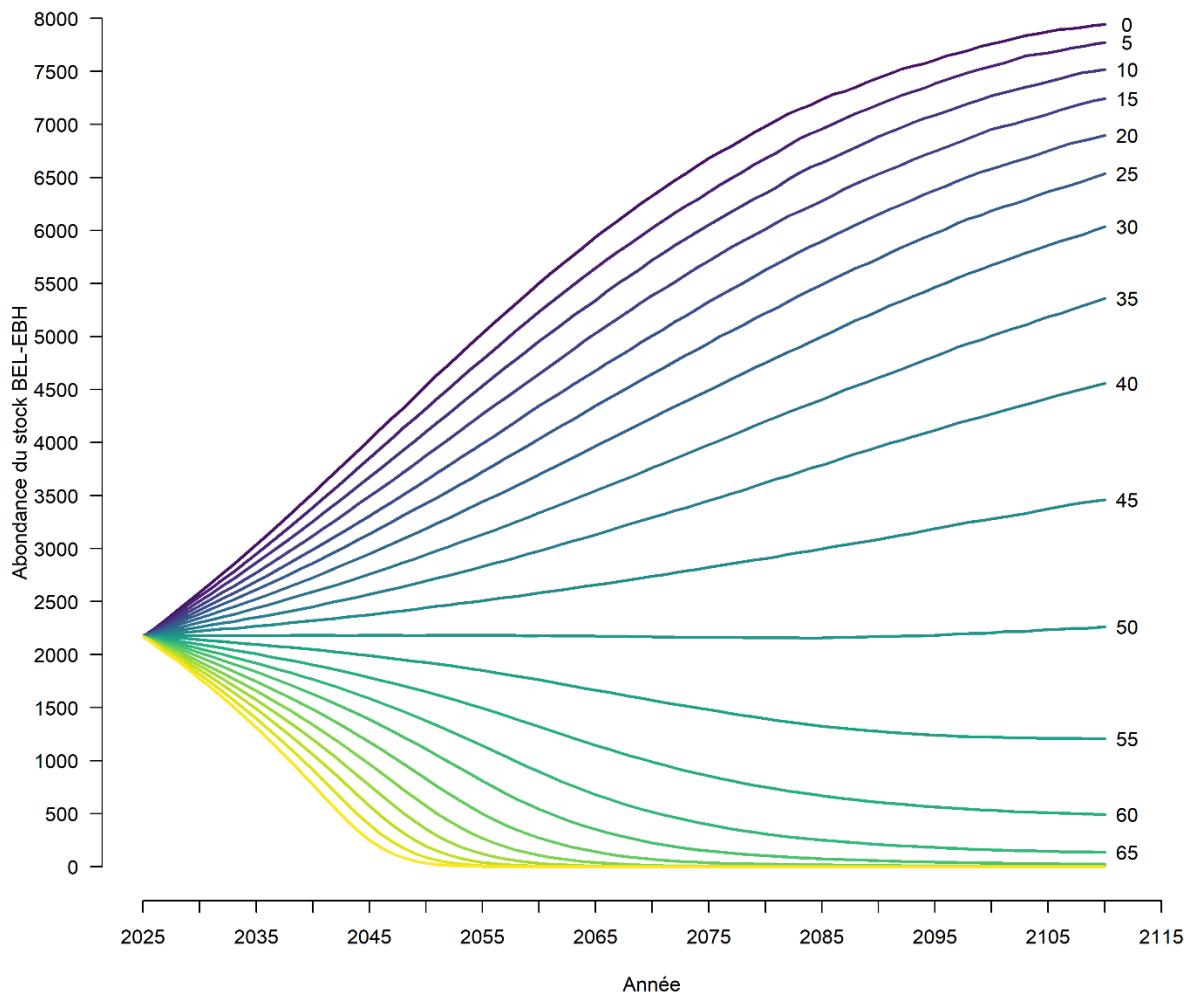


Figure 6. Tendance démographique projetée (sur trois générations) pour le stock BEL-EBH en tenant compte des scénarios de niveaux de récolte futurs variant entre 0 et 100 bélugas du stock BEL-EBH par année (à l'exclusion des bélugas abattus et perdus). Il convient de noter qu'au-delà de 65 bélugas du stock BEL-EBH récoltés par année, la population devrait disparaître d'ici les trois prochaines générations.

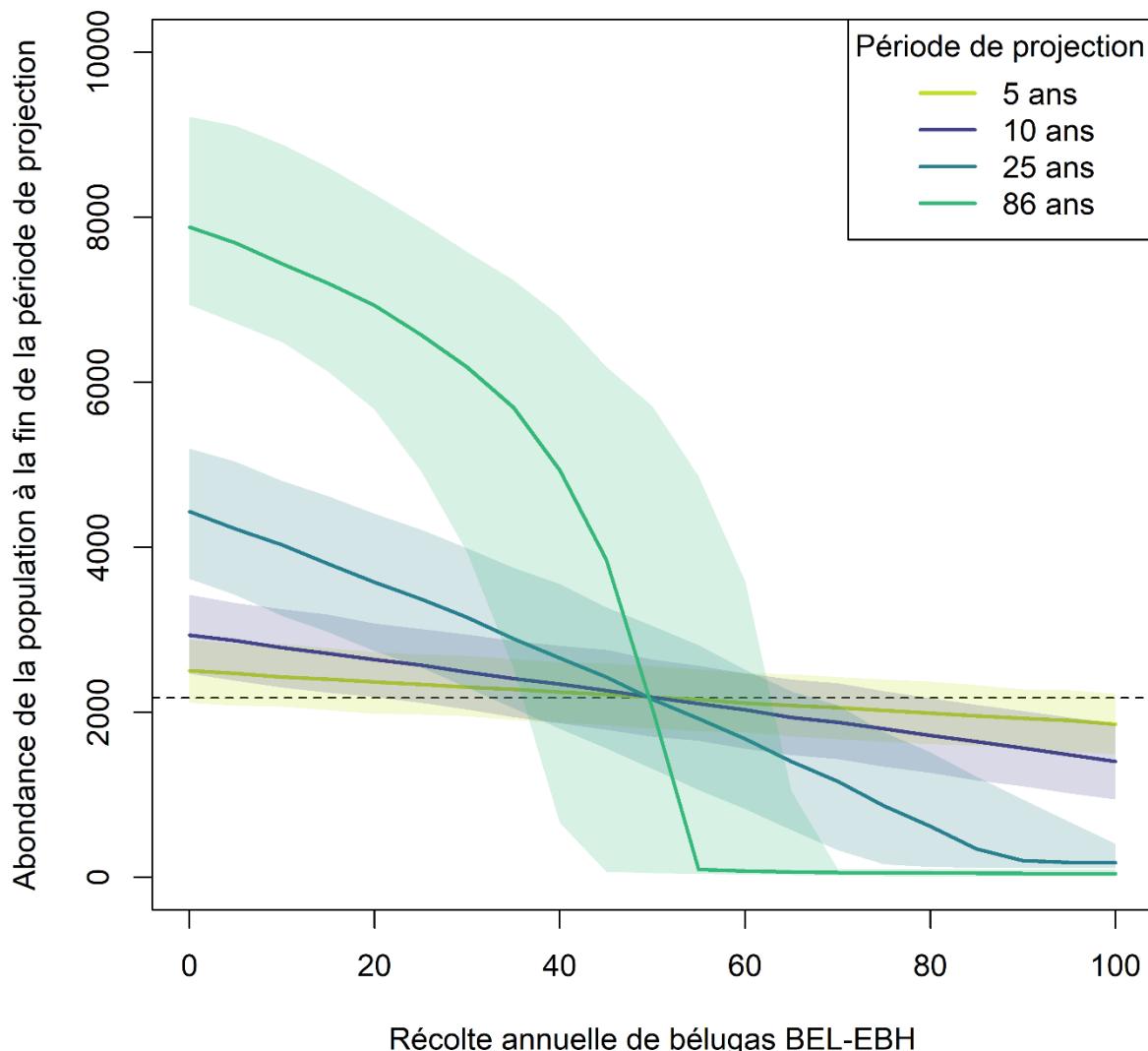


Figure 7. Taille de la population à la fin de la période de projection du modèle en fonction du nombre annuel de bélugas du stock BEL-EBH récoltés. Les résultats sont présentés pour quatre périodes de projection : 5 ans (en vert pâle), 10 ans (en violet), 25 ans (en bleu) et 3 générations (86 ans, en vert foncé). La ligne pointillée représente l'estimation de l'abondance pour 2024. Il convient de noter que toutes les lignes se croisent à environ 50, ce qui correspond à la récolte à long terme qui devrait produire une population stable (voir le tableau 6).

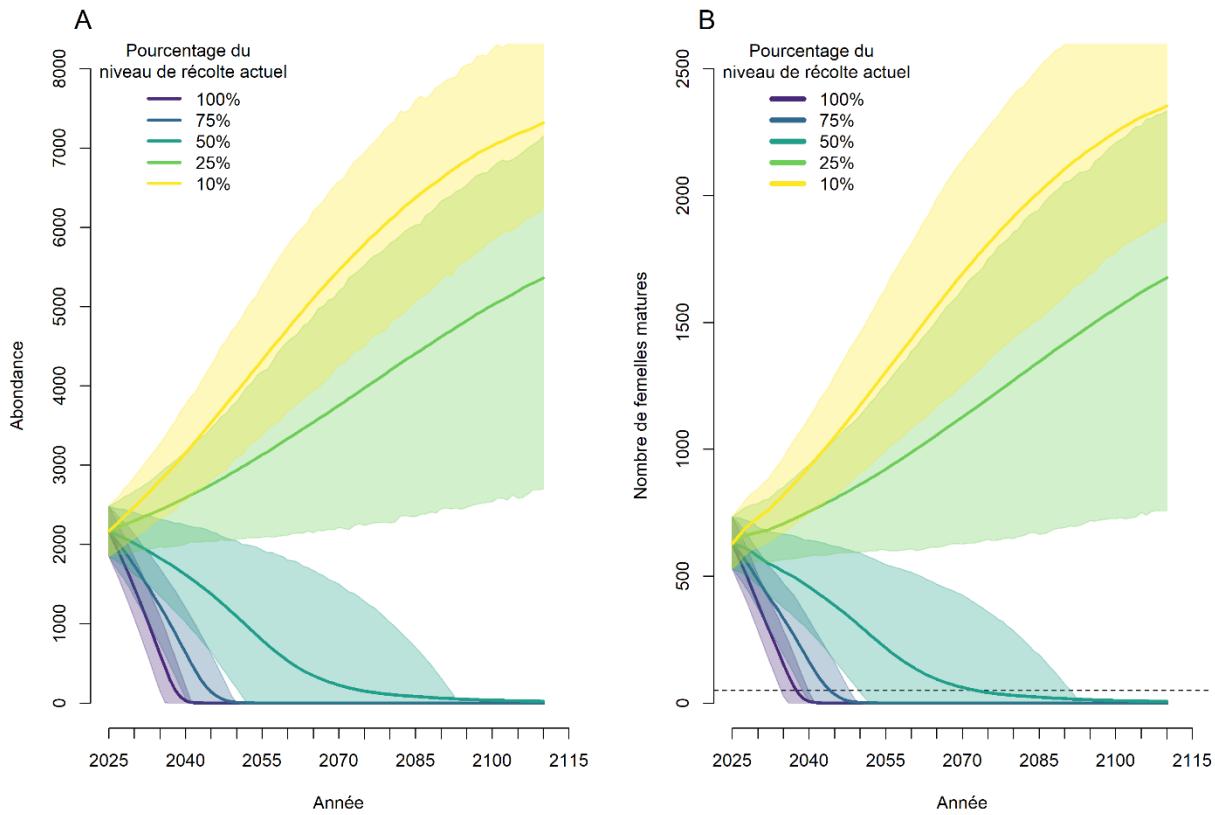


Figure 8. Projection de l'abondance totale (A) et du nombre de femelles matures (B) pour le stock de bélugas BEL-EBH sur trois générations (86 ans) pour divers niveaux de récolte. Le niveau de récolte actuel est de 140 bélugas du stock BEL-EBH par année (moyenne de 2021 à 2024); 75 %, 50 %, 25 % et 10 % de ce niveau actuel représentent 105, 70, 35 et 14 bélugas de ce stock par année. En (B), la ligne tiretée représente 50 femelles matures, ce qui correspond au seuil de quasi-extinction.

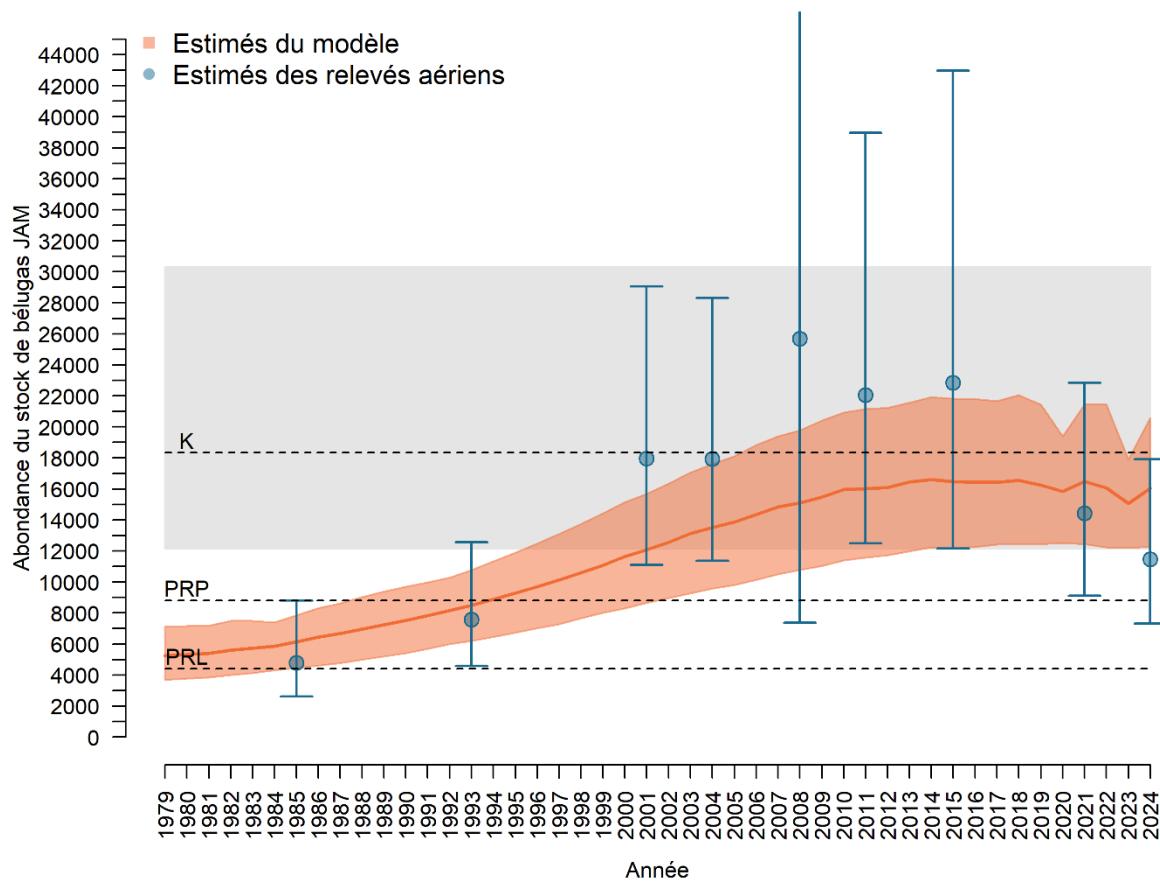


Figure 9. Tendance démographique du stock de bélugas JAM au Canada. L'abondance (moyenne : ligne orange foncé, intervalle de crédibilité à 95 % : polygone orange clair) est estimée par un modèle de population intégré multi-états (âge x état). Les seuils définis dans le cadre de gestion au rendement durable maximal (RMD) du MPO sont indiqués, le RMD représentant 60 % de K, le point de référence de précaution (PRP) représentant 48% du RMD et le point de référence limite (PRL) représentant 24% du RMD. L'ombrage autour de l'estimation de K représente son IC à 95 %.

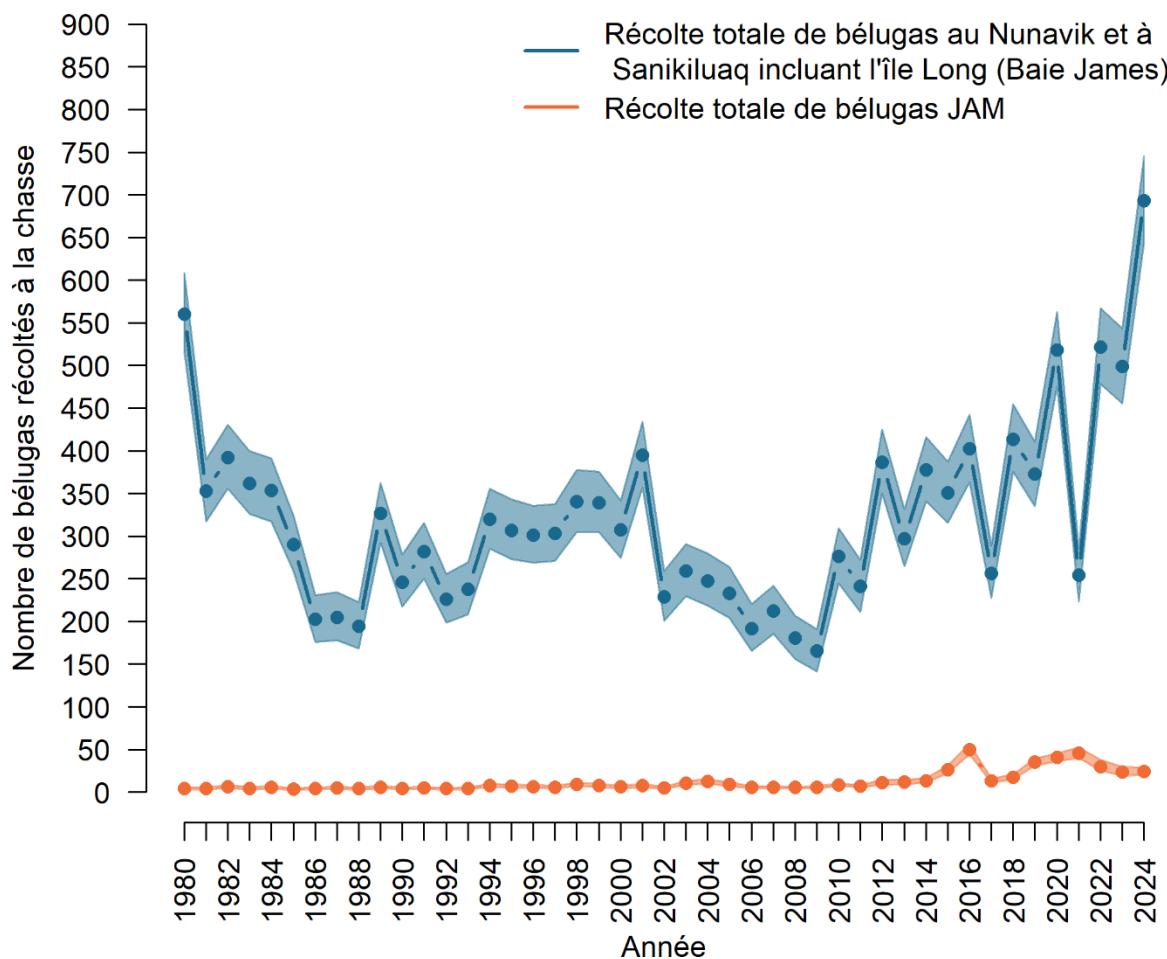


Figure 10. Variation temporelle du nombre de bélugas débarqués au Nunavik et à l'île Long (baie James) dans le total, et plus particulièrement provenant du stock JAM, telle qu'estimée par le modèle intégré de population multi-états. Les lignes continues représentent la moyenne et les zones ombragées correspondent à l'intervalle de crédibilité à 95 % par rapport aux distributions a posteriori.

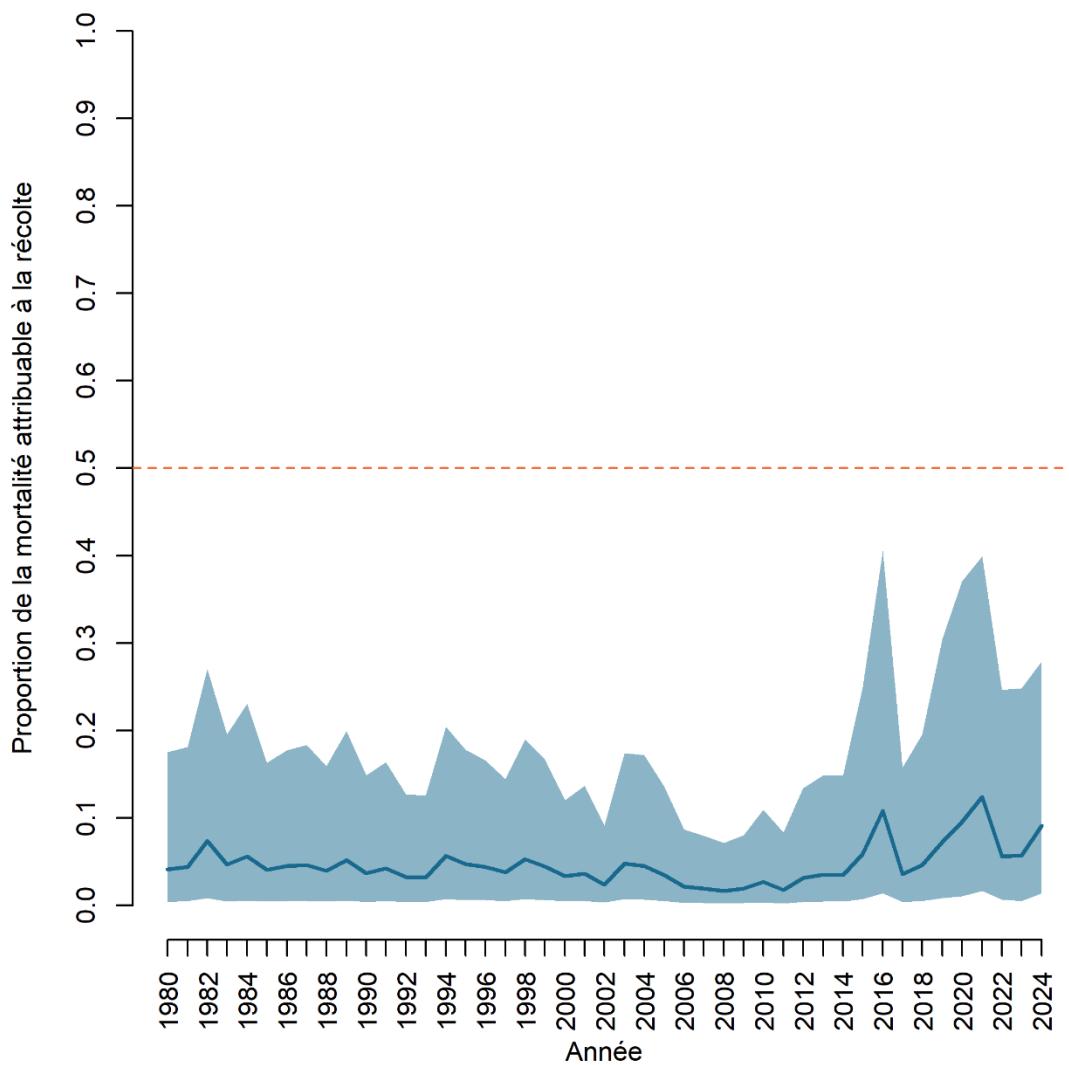


Figure 11. Variation temporelle de la proportion relative de la mortalité totale attribuable à la récolte, y compris les animaux débarqués et déclarés ainsi que ceux qui ont été abattus et perdus (c.-à-d. non récupérés ou non déclarés), estimée par le modèle de population intégré multi-états pour le béluga de la baie James. La ligne horizontale orange tiretée représente la ligne de 50 %. La ligne bleue continue représente la moyenne et la zone ombrée est l'intervalle de crédibilité à 95 % de la distribution a posteriori.

ANNEXE 1

DESCRIPTION COMPLÈTE DU MODÈLE DE POPULATION INTÉGRÉ

Voici la description complète du modèle de population intégré utilisé pour modéliser l'abondance des populations du stock BEL-EBH (selon la description donnée dans Van de Walle *et al.* en prép.). Dans le présent document, la structure du modèle a également été utilisée pour la population de la baie James, mais avec des modifications pour tenir compte uniquement des données sur l'abondance dans les relevés et sur la récolte pour l'ajustement du modèle.

Le modèle de population intégré se compose de trois parties : 1) un modèle de processus, 2) un modèle de données et 3) l'ajustement du modèle. Le modèle de processus est une série d'équations qui décrivent les transitions démographiques et qui, lorsqu'elles sont résolues, estiment la dynamique de l'abondance des populations en fonction des valeurs des paramètres d'entrée. Le modèle de données décrit la façon dont les ensembles de données empiriques sont liés à la dynamique prévue du modèle de processus. La partie sur l'ajustement du modèle décrit comment les paramètres d'entrée sont estimés. Il convient de noter que les vecteurs et les matrices sont présentés en caractères gras et que \odot représente la multiplication vectorielle élément par élément.

Modèle de processus

Nous avons utilisé un modèle de population multi-états, tel que formulé dans Caswell *et al.* (2018) et Roth et Caswell (2016). Dans cette formulation, les individus sont classés simultanément en deux dimensions ou plus. Pour le béluga, nous avons caractérisé les individus selon deux dimensions distinctes : la classe d'âge (i) et une combinaison du sexe et de l'état reproducteur (« état » dans le reste du document; j);

Dimension 1, $i, \in \{1, \dots, w\}$

Dimension 2, $j, \in \{1, \dots, b\}$

Nous avons pris en compte 61 classes d'âge ($w = 61$). Chaque classe d'âge avait une durée d'un an, sauf la dernière qui restait ouverte et comprenait des individus de 60 ans ou plus, âge auquel la gestation est rare (Suydam 2009).

Nous avons pris en compte quatre états ($b = 4$) : 1) mâles (M), 2) femelles non reproductrices (A), 3) femelles gestantes (P) et 4) femelles accompagnées d'un veau (W; figure A1). Le modèle inclut les mâles dans sa formulation comme un état unique et distinct pour tenir compte des différences de survie selon le sexe. Le modèle suit l'abondance des mâles dans le temps, mais les mâles ne sont pas séparés en fonction de leur état reproducteur. En revanche, les femelles sont séparées en trois états reproducteurs, selon Mosnier *et al.* (2015), pour tenir compte des contraintes différentielles potentielles qui s'exercent sur elles à différents stades reproductifs de leur cycle biologique. Les femelles non reproductrices (A) sont les femelles immatures et les femelles adultes qui ne sont pas gestantes ou qui prennent soin d'un veau. Les femelles ne peuvent atteindre les états P et W qu'à l'âge minimal de 8 et 9 ans, respectivement. Les transitions entre les états se produisent au cours d'un pas de temps annuel, c'est-à-dire entre les périodes de recensement t et $t + 1$. La période du recensement est fixée au moment des relevés aériens, c.-à-d. à la fin de l'été; par conséquent, le modèle tient compte d'un recensement post-reproduction. Au moment du recensement, les veau de l'année sont donc nés et il n'y a que des gestations aux stades précoce. Les transitions entre les états et la natalité (c.-à-d. la production de nouveaux individus) sont présentées à la figure A1.

Le vecteur $\tilde{\mathbf{n}}$ contient le nombre d'individus dans chaque combinaison de classe d'âge i et d'état j . Le vecteur $\tilde{\mathbf{n}}$ a la longueur k , avec $k = w \times b$.

$$\tilde{\mathbf{n}} = \begin{pmatrix} n_{11} \\ \vdots \\ n_{w1} \\ - \\ n_{21} \\ \vdots \\ n_{w2} \\ - \\ \vdots \\ - \\ n_{1b} \\ \vdots \\ n_{wb} \end{pmatrix} \quad (\text{A1})$$

La matrice multi-états $\tilde{\mathbf{A}}$ projette le vecteur de population $\tilde{\mathbf{n}}$ dans le temps, de la période t à la période $t + 1$, et a la même structure,

$$\tilde{\mathbf{n}}(t + 1) = \tilde{\mathbf{A}}(t)\tilde{\mathbf{n}}(t) \quad (\text{A2})$$

La construction de la matrice de projection multi-états repose sur la séparation des processus (c.-à-d. les transitions d'individus vivants et la production de progéniture par reproduction) se produisant dans les différentes dimensions (l'âge et l'état). La matrice $\tilde{\mathbf{A}}$ peut donc être décomposée en ses constituants comme suit :

$$\tilde{\mathbf{A}} = \tilde{\mathbf{U}} + \tilde{\mathbf{F}} \quad (\text{A3})$$

$\tilde{\mathbf{A}}$, $\tilde{\mathbf{U}}$ et $\tilde{\mathbf{F}}$ sont toutes de la dimension $wb \times wb$. La matrice $\tilde{\mathbf{U}}$ contient les probabilités de transition pour les individus vivants et $\tilde{\mathbf{F}}$ contient la production de nouveaux individus par des individus matures. Les transitions à l'intérieur de $\tilde{\mathbf{U}}$ et de $\tilde{\mathbf{F}}$ sont ensuite décomposées en processus distincts, chacun se produisant dans les dimensions distinctes du modèle (deux dimensions ici : l'âge et l'état). Par exemple, $\tilde{\mathbf{U}}$ combine deux processus distincts : 1) les transitions entre les classes d'âge incluses dans la matrice diagonale par blocs \mathbf{U} et 2) la transition entre les états inclus dans la matrice diagonale par blocs \mathbf{B} .

La matrice d'hyper-état $\tilde{\mathbf{U}}$ est obtenue en multipliant séquentiellement les deux sous-processus :

$$\tilde{\mathbf{U}} = \mathbf{K}^T \mathbf{B} \mathbf{K} \mathbf{U} \quad (\text{A4})$$

Si on lit de droite à gauche, les individus se déplaceront d'une dimension à l'autre à chaque pas de temps en suivant cette séquence précise de transitions 1) des classes d'âge à \mathbf{U} et 2) de l'état de reproduction à \mathbf{B} . La matrice de vec-permutation \mathbf{K} réorganise le vecteur $\tilde{\mathbf{n}}$ pour la multiplication de la matrice dans la dimension suivante. Notons que \mathbf{K}^T est la transposition de la matrice \mathbf{K} .

Les matrices \mathbf{U}_j sont disposées en diagonale sur la matrice \mathbf{U} ,

$$\mathbf{U} = \begin{pmatrix} \mathbf{U}_1 & \mathbf{0} & \mathbf{0} & \mathbf{0} \\ \mathbf{0} & \mathbf{U}_2 & \mathbf{0} & \mathbf{0} \\ \mathbf{0} & \mathbf{0} & \mathbf{U}_3 & \mathbf{0} \\ \mathbf{0} & \mathbf{0} & \mathbf{0} & \mathbf{U}_4 \end{pmatrix}, \quad (\text{A5})$$

qui est calculée à l'aide de l'équation suivante :

$$\mathbb{U} = \sum_{j=1}^{s/s_d} \mathbf{E}_{jj} \otimes \mathbf{U}_j \quad (A6)$$

où s est le produit des dimensions, c'est-à-dire $s = w \times b$, et s_d est la taille de la dimension d'intérêt, c'est-à-dire, dans le cas des matrices \mathbf{U}_j , $s_d = w$. Les matrices de blocs \mathbb{B} , \mathbb{R} et \mathbb{F} (voir ci-après) sont construites de la même manière.

Les matrices \mathbf{U}_j sont créées pour chaque état j à chaque pas de temps t . Elles contiennent les probabilités de survie propres à l'âge et à l'état (S) sur la sous-diagonale.

$$\mathbf{U}_j(t) = \begin{pmatrix} 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ S_{1j}(t) \times SW & \ddots & 0 & 0 & 0 \\ \vdots & \ddots & \vdots & \vdots & \vdots \\ 0 & \dots & S_{w-2j}(t) & 0 & 0 \\ 0 & \dots & 0 & S_{w-1j}(t) & S_{wj}(t) \end{pmatrix} \quad (A7)$$

Le béluga atteint la maturité sexuelle à l'âge de 8 ans. De ce fait, étant donné que la classe d'âge 1 est composée des individus de 0 an, les femelles ne peuvent atteindre l'état P (femelle gestante) qu'une fois parvenues dans la classe d'âge 9 (correspondant à l'âge de 8 ans). L'état W (femelle accompagnée d'un veau) ne peut alors être atteint qu'à la classe d'âge 10. C'est pourquoi le paramètre S a été fixé à 0 pour P des classes d'âge 1 à 8 et pour W des classes d'âge 1 à 9.

Les bélugas sont sevrés après un an ou deux de lactation (Matthews et Ferguson 2015). Les veaux dépendent principalement de la lactation au cours de leur première année, mais la plupart consomment un mélange de lait et d'aliments solides pendant leur deuxième année et un tiers d'entre eux sont complètement sevrés après leur première année, ce dont on peut penser que les bélugas peuvent être entièrement dépendants de la nourriture provenant de leur mère pendant leur première année, mais qu'ils peuvent devenir autonomes au cours de leur deuxième année. Nous avons donc supposé que la survie des veaux (individus d'âge 0, correspondant à la classe d'âge 1) jusqu'à l'année suivante était conditionnelle à la survie de leur mère (SW). SW a été estimée comme la survie moyenne pondérée des femelles W, la pondération correspondant à la proportion estimée de femelles W dans chaque classe d'âge pour l'année en cours.

La matrice \mathbb{B} a une structure similaire à \mathbb{U} , mais avec des matrices \mathbf{B}_i sur sa diagonale. Les matrices \mathbf{B}_i contiennent les probabilités de transition propres à l'âge entre les quatre états, j (M, A, P et W), sachant que cette probabilité est nulle pour les mâles. Pour les femelles, ces probabilités sont conditionnelles aux taux de gestation (Pr) et à la mortalité néonatale (S_n), car les femelles gestantes au moment t peuvent redevenir gestantes au moment $t + 1$ si elles perdent leur veau dans l'intervalle.

$$\mathbf{B}_i(t) = \begin{pmatrix} 1 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 1 - Pr_i(t) & 1 - S_n(t) & 1 \\ 0 & Pr_i(t) & 0 & 0 \\ 0 & 0 & S_n(t) & 0 \end{pmatrix} \quad (A8)$$

Pour $i \in 1 - 8$, Pr_i a été fixé à zéro.

La matrice d'hyperétat $\tilde{\mathbb{F}}$ combine 1) la production de progéniture incluse dans la matrice diagonale par blocs \mathbb{R} et 2) la classification de la progéniture dans le premier état reproducteur

inclus dans la matrice diagonale par blocs \mathbb{F} , $\tilde{\mathbb{F}}$ est obtenue en multipliant les deux sous processus :

$$\tilde{\mathbb{F}} = \mathbf{K}^T \mathbb{F} \mathbf{K} \mathbb{R} \quad (A9)$$

Si on lit de droite à gauche, les individus produiront des descendants à chaque pas de temps selon cette séquence précise de transitions : 1) la production d'individus de la classe d'âge 1 jusqu'à \mathbb{R} et 2) la classification des individus de la classe d'âge 1 dans l'état mâle et femelle non reproductrice jusqu'à \mathbb{F} . Les matrices de vec-permutation \mathbf{K} réorganisent ici encore une fois les dimensions de chacune de ces matrices afin de respecter l'organisation des matrices à chaque étape de la multiplication.

Les matrices \mathbf{R}_j sont disposées en diagonale sur la matrice \mathbb{R} . Les matrices \mathbf{R}_j sont créées pour chaque état j à chaque pas de temps t . Elles contiennent les probabilités propres à l'état de produire des individus de la première classe d'âge, c.-à-d. des veaux. Comme seules les femelles gestantes ($j = P$) peuvent produire des veaux, \mathbf{R}_j pour $j \in (M, A, W)$ sont donc des matrices de zéro. Dans la matrice \mathbf{R} pour les femelles gestantes, les femelles au moment t peuvent donner naissance à un veau et atteindre l'état W au moment $t + 1$ sous réserve de leur survie (S) et de celle de leur nouveau-né (S_n) jusqu'au recensement de la population.

$$\mathbf{R}_j(t) = \begin{pmatrix} S_{1,3}(t) \times S_n(t) & S_{2,3}(t) \times S_n(t) & \dots & S_{W,3}(t) \times S_n(t) \\ 0 & 0 & \dots & 0 \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ 0 & 0 & \dots & 0 \end{pmatrix} \quad (A10)$$

À la suite de ce processus, tous les descendants nouvellement produits sont classés dans la classe d'âge 1, mais ils demeurent classés dans la catégorie de l'état reproductif de leur mère ($j = 3$). La reclassification des descendants nouvellement produits dans l'état Mâle (M) ou Femelle non reproductrice (F) est réalisée à l'aide de la matrice \mathbb{F} . Les matrices \mathbf{F}_i sont disposées en diagonale sur la matrice \mathbb{F} . Les matrices \mathbf{F}_i sont de la dimension $b \times b$ et remises dans l'état Mâle (M) ou Femelle non reproductrice (F) de la progéniture des femelles gestantes.

$$\mathbf{F}_i = \begin{pmatrix} 0 & 0 & \tau & 0 \\ 0 & 0 & 1 - \tau & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 \end{pmatrix} \quad (A11)$$

τ étant la probabilité que les descendants nouvellement produits soient des mâles. Nous avons supposé un sex-ratio égal à la naissance, donc τ a été fixée à 0,5.

La survie en tant que risques concurrents

La survie a été calculée en termes de risques instantanés, comme dans Tinker *et al.* (2024). Dans ce cadre, la mortalité est le résultat de plusieurs risques concurrents (Λ). Chaque risque représente une source additive distincte de mortalité instantanée. Nous avons pris en compte deux sources de mortalité additive : 1) la mortalité naturelle ou environnementale (les « risques de base » dans le reste du document; Λ_B) et 2) la mortalité due à la chasse (les « risques liés à la chasse » dans le reste du document; Λ_H). Les risques sont indiqués dans leur forme logarithmique, car cela a permis d'inclure des variables prédictives comme des fonctions linéaires additives simples. Les taux de survie sont ensuite donnés par la valeur exponentielle de la somme négative de tous les risques instantanés. Chaque source de risque est décrite de manière plus détaillée ci-après.

Risques de base

Les risques de référence propres à l'âge (Λ_B) sont calculés pour chaque état (j) à chaque pas de temps (t) comme suit :

$$\log(\Lambda_{Bj}(t)) = \zeta + \gamma_0 + \gamma_1 \cdot \Delta_j + \gamma_2 \cdot \Omega_j + \gamma_3 \cdot \Gamma_j + \Delta_j \cdot \left[\phi \cdot \left(\frac{N(t)}{1000} \right) + \sigma_e \cdot \epsilon_e(t) \right] \quad (A12)$$

Le paramètre ζ est un taux minimum de risque logarithmique fixé à une valeur arbitrairement basse ($\zeta = -10$ ici, ce qui correspond à un taux de survie annuel $> 0,9999$). L'inclusion de ce paramètre permet d'interpréter tous les autres termes comme des rapports de risque logarithmique par rapport à ce minimum. Le paramètre γ_0 correspond à la mortalité de référence des adultes. Les risques différentiels au début et à la fin de la vie sont exprimés par les termes $\gamma_1 \cdot \Delta_j$ et $\gamma_2 \cdot \Omega_j$, respectivement. Les paramètres γ_1 et γ_2 correspondent aux effets des risques précoce et tardif, respectivement; Δ_j et Ω_j sont des vecteurs de longueur w qui modifient l'âge. Les vecteurs de modification de l'âge sont les mêmes pour toutes les valeurs de j et sont décrits plus en détail ci-après dans les équations A13 à A15.

Nous avons tenu compte des différences potentielles propres au sexe dans les taux de survie des adultes (Tinker *et al.* 2024) en incluant le paramètre γ_3 , qui correspond au rapport de risque logarithmique pour les mâles adultes par rapport aux femelles adultes. Le paramètre γ_3 ne s'applique qu'aux mâles adultes, ce qu'assure le vecteur Γ_j qui, pour $j \in \{A, P, W\}$, comporte des 0 dans toutes les entrées et, pour $j = M$, a des 1 dans les entrées correspondant à des adultes et des 0 ailleurs.

Nous avons estimé l'ampleur des effets dépendants de la densité sur la mortalité par le paramètre ϕ , qui a été multiplié par la taille de la population en milliers, $N(t)/1\,000$. Nous avons tenu compte de la stochasticité environnementale en incluant l'effet aléatoire $\sigma_e \cdot \epsilon_e(t)$, où σ_e représente l'ampleur de la stochasticité environnementale et $\epsilon_e(t)$ est une variable aléatoire normale avec la variance unitaire. Les effets dépendants de la densité et la stochasticité environnementale sont plus susceptibles d'avoir une incidence sur la survie des classes d'âge plus jeunes (Eberhardt 2002; Lair *et al.* 2015). C'est pourquoi nous avons adapté ces effets à l'âge en les multipliant par un vecteur modificateur de l'âge Δ_j , qui augmente les risques pour les individus plus jeunes :

$$\Delta_j = \frac{\widehat{\Delta}_j - \min(\widehat{\Delta}_j)}{\max(\widehat{\Delta}_j) - \min(\widehat{\Delta}_j)} \quad (A13)$$

$$\text{and } \widehat{\Delta}_j = e^{\delta \cdot \log\left(\frac{1}{v_j}\right)} \quad (A14)$$

Le vecteur modificateur de l'âge Ω_j , qui augmente les risques pour les individus plus âgés, a été calculé comme suit :

$$\Omega_j = \frac{v_j^{\omega+1}}{\max(v_j)^{\omega+1}} \quad (A15)$$

Dans les équations A14 et A15, le vecteur ν_j est le vecteur des classes d'âge de longueur w , tandis que les paramètres δ et ω déterminent le degré de non-linéarité dans les formes fonctionnelles de Δ_j et de Ω_j .

Risques liés à la chasse

La mortalité due à la récolte a été incluse comme un risque distinct, Λ_H , pour chaque état j et chaque année t , comme suit :

$$\log(\Lambda_{Hj}(t)) = \zeta + \gamma_H + \sigma_H \cdot \epsilon_H(t) + \log(\Theta_j) \quad (\text{A16})$$

Dans l'équation A16, ζ correspond au risque logarithmique minimum, tel que défini dans l'équation A12. Le paramètre γ_H est le rapport de risque logarithmique moyen associé à la mortalité due à la récolte. Le paramètre σ_H est l'ampleur de la variation des risques liés à la chasse et $\epsilon_H(t)$ est un effet aléatoire (à distribution normale avec une variance unitaire) qui tient compte des fluctuations annuelles des risques liés à la chasse.

La répartition selon l'âge des individus récoltés et échantillonnés révèle une sous-représentation notable des classes d'âge plus jeunes (figure A6), qui peut s'expliquer par le fait que les chasseurs évitent activement les veaux et les juvéniles, conformément au *Règlement sur les mammifères marins* (DORS/93-56) et au plan de gestion du béluga du Nunavik, et que les animaux plus gros fournissent plus de nourriture (Regional Anguvigaaq et Anguvigarait, *comm. pers.*). Nous avons tenu compte de ce biais lié à l'âge dans la récolte en multipliant la fonction de risque lié à la chasse par le vecteur modificateur de l'âge Θ , qui accroît la force du risque de mortalité due à la récolte à mesure que les individus vieillissent. Le paramètre Θ est de longueur w , varie de 0 à 1 et a été calculé comme suit :

$$\Theta_j = \frac{1}{1 + e^{-(\gamma_1 + \psi_1 + \psi_2 \cdot \nu_j)}} \quad (\text{A17})$$

où ψ_1 et ψ_2 sont les paramètres que le modèle doit estimer et caractérisent la relation fonctionnelle entre l'âge et les risques liés à la chasse.

Taux de survie

Pour les mâles, les femelles non reproductrices et les femelles gestantes (c-à-d. $j \in \{M, A, P\}$), les risques ont été rétrotransformés en un vecteur des taux de survie variable selon l'âge à chaque pas de temps t , comme suit :

$$S_j(t) = e^{-(\Lambda_{Bj}(t) + \Lambda_{Hj}(t))} \quad (\text{A18.1})$$

Nous remarquons que le taux de survie des veaux durant la première année a été modifié davantage pour tenir compte du taux de survie des mères, comme dans l'équation A7. Pour tenir compte de l'évitement potentiel des femelles accompagnées d'un veau par les chasseurs, les risques liés à la chasse ont été multipliés par un facteur de biais, ξ , qui représente la réduction proportionnelle du risque lié à la chasse pour l'état W par rapport aux autres états, comme suit :

$$S_W(t) = e^{-(\Lambda_{BW}(t) + \Lambda_{HW}(t) \cdot \xi)} \quad (\text{A18.2})$$

Les femelles gestantes au moment t donneront naissance au cours de l'été, et les recensements ont lieu à la fin de l'été. Si une femelle perd son veau dans l'intervalle entre la

naissance et le recensement, elle pourrait être dans l'état A au moment du recensement. Nous avons donc calculé également la survie des nouveau-nés S_n en tant que fraction du taux de survie des mâles d'un an chaque année t :

$$S_n(t) = S_{11}(t)^{0,1} \quad (\text{A19})$$

Taux de gestation

Les femelles non reproductrices ($j = A$) peuvent devenir gestantes entre l'année t et l'année $t + 1$, sous réserve de leur survie et de la probabilité de gestation, Pr . Nous avons utilisé la même approche que pour les risques pour modéliser la probabilité que la femelle devienne gestante, mais ici les « risques » (Λ_{Pr}) correspondent à la probabilité instantanée de *ne pas* devenir gestante. Λ_{Pr} a été calculé comme suit :

$$\log(\Lambda_{Pr}(t)) = \eta + \rho \cdot \phi \cdot \left(\frac{N(t)}{1000} + \sigma_e \cdot \epsilon_e(t) \right) \quad (\text{A20})$$

et

$$Pr(t) = e^{-\Lambda_{Pr}(t)} \cdot \Upsilon \quad (\text{A21})$$

où Υ est un vecteur de longueur w qui modifie l'âge en intégrant les facteurs de variation selon l'âge dans les taux de gestation, comme l'absence d'activité de reproduction avant l'âge de 8 ans ($\Upsilon_{1-7} = 0$) et une diminution des taux de gestation avec l'âge (c.-à-d. la sénescence). L'équation A20 inclut les risques de gestation de référence (h) et les effets de la dépendance à la densité et de la stochasticité environnementale, présumés proportionnels aux effets stochastiques et dépendants de la densité décrits pour la survie des juvéniles (équation A12), mais mis à l'échelle par le paramètre r .

MODÈLE DE DONNÉES

Le modèle de processus a été ajusté aux différentes sources de données, c.-à-d. les estimations de l'abondance, les niveaux de récolte ainsi que leur composition génétique, la composition démographique (structure selon l'âge et le sexe, et proportion de femelles adultes en lactation). Nous avons défini les relations probabilistes entre chaque jeu de données et les prévisions correspondantes générées par le modèle de processus.

Les distributions de l'incertitude associées aux estimations tirées des relevés suivaient une distribution log-normale, de sorte que nous avons lié les estimations ponctuelles observées tirées des relevés aériens ($ObsS(t)$) aux valeurs de l'abondance estimées par le modèle ($N(t)$) à l'aide d'une distribution log-normale :

$$ObsS(t) \sim \text{lognormal} \left(\mu = \log \left(\frac{N(t)^2}{\sqrt{N(t)^2 + SE(t)^2}} \right), \sigma = \sqrt{\log \left(1 + \frac{SE(t)^2}{N(t)^2} \right)} \right) \quad (\text{A22})$$

où $SE(t)$ représente l'estimation de l'erreur type calculée séparément pour chaque relevé aérien (St-Pierre *et al.* 2024).

La proportion observée de femelles gestantes dans l'échantillon de récolte au moment t ($NPr(t)$) a été liée à la proportion prévue de femelles récoltées qui sont gestantes ($PPr(t)$) selon une distribution bêta-binomiale :

$$NPr(t) \sim \text{betabinomial}(NAF(t) \alpha \beta) \quad (\text{A23})$$

où

$$\alpha = v_{Pr} \cdot Prop_{BE/JAM}(t)^2 \cdot PPr(t) \quad (\text{A24})$$

et

$$\beta = v_{Pr} \cdot Prop_{BE/JAM}(t)^2 \cdot (1 - PPr(t)) \quad (\text{A25})$$

où $NAF(t)$ est le nombre observé de femelles adultes échantillonnées, v_{Pr} est la précision des proportions des taux de gestation et $Prop_{BE/JAM}(t)$ est la proportion estimée de l'échantillon provenant du stock BEL-EBH (ou JAM). On suppose donc que la précision réalisée de l'équation A23 dépend de la proportion de l'échantillon composée de bélugas du stock BEL-EBH (ou JAM) : plus cette fraction est élevée, plus nous nous attendons à ce que les taux de gestation observés reflètent les taux de gestation estimés par le modèle pour le stock BEL-EBH (ou JAM). $Prop_{BE/JAM}(t)$ est calculée comme suit :

$$Prop_{BE/JAM}(t) = \sum \left(P_H(t) \odot P_{BE/JAM}(t) \right) \quad (\text{A26})$$

où $P_H(t)$ est la proportion annuelle de la chasse totale par zone/saison et $P_{BE/JAM}(t)$ est la proportion déterminée génétiquement des individus attribués au stock BEL-EBH (ou JAM) par zone/saison pour chaque année. Pour tenir compte de l'incertitude dans les estimations de la composition génétique, $P_{BE/JAM}(t)$ est traitée comme un paramètre estimé tiré d'une distribution bêta avec la moyenne et la variance correspondant aux valeurs moyennes et aux variances de l'estimateur indiquées dans le tableau 3.

On suppose que le nombre total déclaré d'animaux récoltés chaque année t , $HarvO(t)$, suit une distribution de Poisson avec une moyenne prévue correspondant à l'estimation par le modèle du nombre total de bélugas récoltés chaque année ($HarvE(t)$) :

$$HarvO(t) \sim \text{Poisson}(HarvE(t)) \quad (\text{A27})$$

avec

$$HarvE(t) = \sum \left(\tilde{\mathbf{d}}(t) \odot \left(\frac{\Lambda_H(t)}{\Lambda_H(t) + \Lambda_B(t)} \right) \right) \cdot \frac{Q}{Prop_{BE/JAM}(t)} \quad (\text{A28})$$

et

$$\tilde{\mathbf{d}}(t) = \tilde{\mathbf{M}}(t) \cdot \tilde{\mathbf{n}}(t-1) \quad (\text{A29})$$

Plus précisément, nous avons multiplié le vecteur de population à l'année $t-1$, $\tilde{\mathbf{n}}(t-1)$, avec une matrice de mortalité, $\tilde{\mathbf{M}}(t)$, de la même dimension que la matrice $\tilde{\mathbf{A}}$ ($w \times b$ par $w \times b$). La matrice $\tilde{\mathbf{M}}(t)$ ne contient que les probabilités de la mortalité l'année t de tous les

risques combinés sur sa diagonale, de sorte que sa multiplication avec le vecteur $\tilde{\mathbf{n}}(t - 1)$ donne le vecteur des bélugas qui sont morts l'année t , $\tilde{\mathbf{d}}(t)$. Pour obtenir le nombre de décès liés à la récolte ($HarvE(t)$), nous avons multiplié ce vecteur par la proportion des risques associés à la chasse pour toutes les sources de risque. Ici, les vecteurs Λ_B et Λ_H contiennent les risques de référence et liés à la chasse, organisés pour les états M, A, P et W, afin que leurs longueurs respectives soient $w \times b = 240$. Nous obtenons ainsi la mortalité totale attribuée à la récolte. Ce nombre est ensuite multiplié par Q , soit l'inverse de la proportion de bélugas abattus et perdus (SnL) afin de fournir le nombre de bélugas du stock BEL-EBH (ou du stock JAM) qui ont été débarqués et déclarés. SnL est la proportion d'animaux tués ou blessés mais perdus ou tués et non déclarés. Ensuite, pour relier ce chiffre au nombre total de bélugas récoltés dans toutes les zones de gestion, nous l'avons divisé par la proportion estimée provenant du stock BEL-EBH (ou JAM) ($Prop_{BE/JAM}(t)$) dans la récolte (équation A26).

La répartition selon l'âge observée dans l'échantillon des animaux récoltés ($AgeO(t)$) a été liée au vecteur des âges des animaux morts ($AgeE(t)$) à l'aide d'une fonction Dirichlet-multinomiale :

$$AgeO(t) \sim Dirichlet, multinomial \left(\alpha = v_{Ag} \cdot Prop_{BE}(t)^2 \cdot AgeE(t) \right) \quad (A30)$$

Le paramètre de précision v_{Ag} est mis à l'échelle par la proportion estimée provenant du stock BEL-EBH dans la récolte ($Prop_{BE}(t)$), selon la même justification que celle décrite pour les taux de gestation. Le vecteur $AgeE(t)$ a été calculé comme suit :

$$AgeE(t) = \tilde{\mathbf{d}}(t) / \sum \tilde{\mathbf{d}}(t) \quad (A31)$$

La proportion de femelles en lactation dans l'échantillon de bélugas récoltés au moment t ($N_{lac}(t)$) a été liée à la proportion de femelles dans la récolte qui devraient être en lactation au moment t ($P_{lac}(t)$), comme suit :

$$N_{lac}(t) \sim betabinomial(N_{AFL}(t) \alpha \beta) \quad (A32)$$

avec

$$\alpha = v_{Pr} \cdot Prop_{BE}(t)^2 \cdot P_{lac}(t) \quad (A33)$$

et

$$\beta = v_{Pr} \cdot Prop_{BE}(t)^2 \cdot (1 - P_{lac}(t)) \quad (A34)$$

où $NAFL(t)$ est le nombre observé de femelles adultes pour lesquelles on a vérifié si elles étaient en lactation au moment t , v_{Pr} est la précision des proportions des taux de gestation et $Prop_{BE}(t)$ est la proportion estimée de l'échantillon provenant du stock BEL-EBH au moment t . Nous soulignons que $P_{lac}(t)$ intègre les femelles récoltées accompagnées d'un veau de 0 à 1 an (puisque les veaux dépendants d'un an devraient encore être allaités). Nous avons donc calculé $P_{lac}(t)$ comme le nombre de femelles récoltées accompagnées d'un baleineau nouveau-né (W) l'année t , plus le nombre de femelles récoltées disponibles (A) qui étaient des femelles W l'année $t-1$ (conditionnée à la probabilité conjointe de survie des femelles et des veaux), divisé par le nombre total de femelles adultes dans la récolte.

VALEURS A PRIORI

Pour ajuster le modèle du stock BEL-EBH, nous avons utilisé des valeurs a priori non informatives pour la plupart des paramètres, à l'exception de η , ρ et SnL (tableau A1). Pour η et ρ , qui décrivent le taux de reproduction de référence et les effets relatifs de la dépendance à la densité sur la gestation, respectivement, nous avons utilisé une valeur a priori informative fondée sur la population de bélugas du Saint-Laurent (Tinker *et al.* 2024). On ne connaît pas les facteurs de correction pour les animaux abattus et perdus au Nunavik, mais des études menées en Alaska, au Nunavut et au Groenland indiquent que ces facteurs varient de 1,10 à 1,41 et sur le plan spatio-temporel, selon les pratiques de chasse, le paysage et la saison. Par exemple, Innes et Stewart (2002) ont déclaré un facteur de correction de 1,41 pour le Canada et le Groenland, mais Heide Jørgensen et Rosing Asvid (2002) ont mentionné 1,10 et 1,30 pour le Groenland avant 1995 et après 1995, respectivement. Une récente étude de modélisation de la population a utilisé un facteur de correction moyen de 1,27 (Biddlecombe *et al.* 2024), que nous avons adopté ici. Ce facteur de correction (SnL_{corr}) donne une proportion de bélugas récupérés et déclarés ($Q = 1/SnL_{corr}$) de 0,79, et de béluga abattus et perdus ($SnL = 1 - Q$) de 0,21. Nous avons supposé que SnL suit une distribution bêta avec une moyenne de 0,21 et une erreur type de 0,05 ($\alpha = 14,0$, $\beta = 51,9$). Nous avons également exploré d'autres scénarios dans lesquels SnL_{corr} était réduit ou augmenté de 10 % (1,17 et 1,37) pour quantifier l'impact de ce facteur de correction sur les estimations modélisées.

Pour ajuster le modèles du stock JAM, nous nous sommes appuyés sur les résultats du modèle du stock BEL-EBH afin d'alimenter les valeurs a priori de plusieurs paramètres du modèle. Nous avons utilisé les distributions a posteriori estimées pour les paramètres clés du modèle du stock BEL-EBH comme valeurs a priori pour les paramètres équivalents dans le modèle du stock JAM, tout en conservant des valeurs a priori vagues (non informatives) pour les paramètres que le modèle pouvait estimer à l'aide des ensembles de données propres au modèle du stock JAM (tableau A2). Plus précisément, nous avons établi des valeurs a priori informatives sur les paramètres du modèle de processus η ρ γ_0 γ_1 γ_2 Δ_j Ω_j , ψ_1 ψ_2 et ξ , qui contrôlent (respectivement) les taux de reproduction de référence et l'échelle de la dépendance à la densité par rapport à la survie, les risques naturels de base (à l'exclusion des effets de la dépendance à la densité et de la stochasticité environnementale), les effets de l'âge pour les risques naturels, les biais liés à l'âge dans la mortalité due à la récolte et la réduction de la probabilité de récolte pour les femelles en lactation. Tous les paramètres restants du modèle de processus (y compris les effets de la dépendance à la densité, de la stochasticité environnementale et de la mortalité due à la récolte variable dans le temps) avaient les mêmes distributions a priori non informatives que celles décrites pour le modèle du stock BEL-EBH.

Pour les deux modèles, nous avons également appliqué des contraintes à certains paramètres dérivés afin de faciliter la convergence et de nous assurer que le modèle prévoyait des résultats réalistes. Par exemple, pendant le calcul de la capacité de charge (K), nous avons appliqué la contrainte logique selon laquelle à K , le taux de croissance asymptotique de la population, λ , devrait être 1 (population stable). Nous avons utilisé une valeur a priori pour la valeur maximale de λ ($\lambda_{max} = \exp(R_{max})$) avec une distribution log-normale centrée à une moyenne de 1,04 ($\exp(R_{max})$ par défaut pour les cétacés)) et un ET de 0,008. De cette manière, 95 % de la distribution a priori de λ_{max} a diminué entre 1,01 et 1,07 environ, ce qui correspond à une croissance annuelle de 1 % et 7 %, respectivement.

ANALYSE DU MODÈLE

Ajustement et validation du modèle

Le modèle a été codé et ajusté au moyen de la version 4.4.0 de R (R Core Team 2024) et de la version 2.35.0 de Stan (Carpenter *et al.* 2017). Les paramètres ont été estimés selon les méthodes de Monte Carlo par chaîne de Markov (MCCM). Nous visionnons une distribution a posteriori de 10 000 échantillons, que nous avons atteinte en utilisant 20 chaînes avec un éclaircissement de 1 et une phase de rodage de 300 itérations et 500 itérations d'échantillonnage par chaîne. Nous nous sommes appuyés sur un ensemble de méthodes pour évaluer l'ajustement du modèle et valider le modèle. Tout d'abord, nous avons inspecté visuellement les tracés pour évaluer le niveau de mélange des chaînes et la convergence.

Ensuite, nous avons vérifié la statistique de convergence de Gelman-Rubin (\hat{R}), où une valeur de \hat{R} inférieure à 1,1 indiquait un bon mélange des chaînes. Nous avons également vérifié que le nombre effectif d'échantillons (n_{eff}) n'était pas inférieur de beaucoup au nombre réel d'itérations (moins le rodage ce qui indiquerait une faible efficacité de l'échantillonnage MCCM (McElreath 2020). Nous avons aussi comparé les distributions a posteriori et a priori pour tous les paramètres afin d'évaluer s'ils étaient actualisés et dans quelle mesure. Nous avons effectué des vérifications prédictives a posteriori pour évaluer la qualité de l'ajustement du modèle. Plus précisément, nous avons dérivé des prévisions hors échantillon du nombre d'animaux récoltés, de l'abondance dans les relevés et des taux de gestation. Ensuite, nous avons vérifié visuellement la correspondance entre les valeurs prévues et les valeurs observées pour chaque source de données. Les valeurs de P bayésiennes ont été calculées comme l'écart entre la somme des résidus de Pearson au carré pour les valeurs prévues et observées, $0,05 < P < 0,95$ dénotant un bon ajustement aux données.

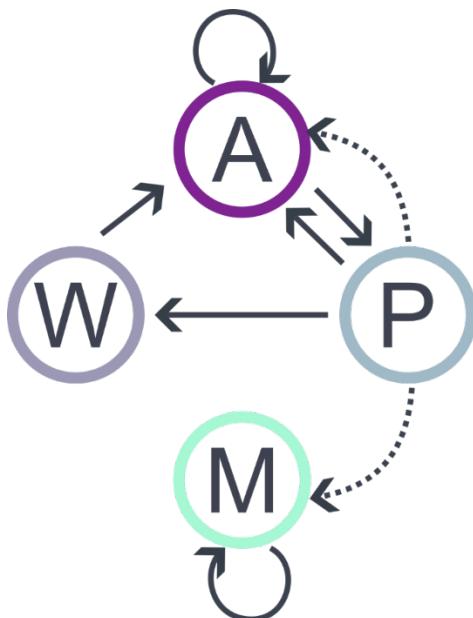


Figure A1. Graphique du cycle biologique du béluga montrant les transitions d'état annuelles (lignes continues) et la production de nouveaux individus (lignes tiretées). Définitions : M : mâles, A : femelles non reproductrices, P : femelles gestantes, W : femelles accompagnées d'un veau.

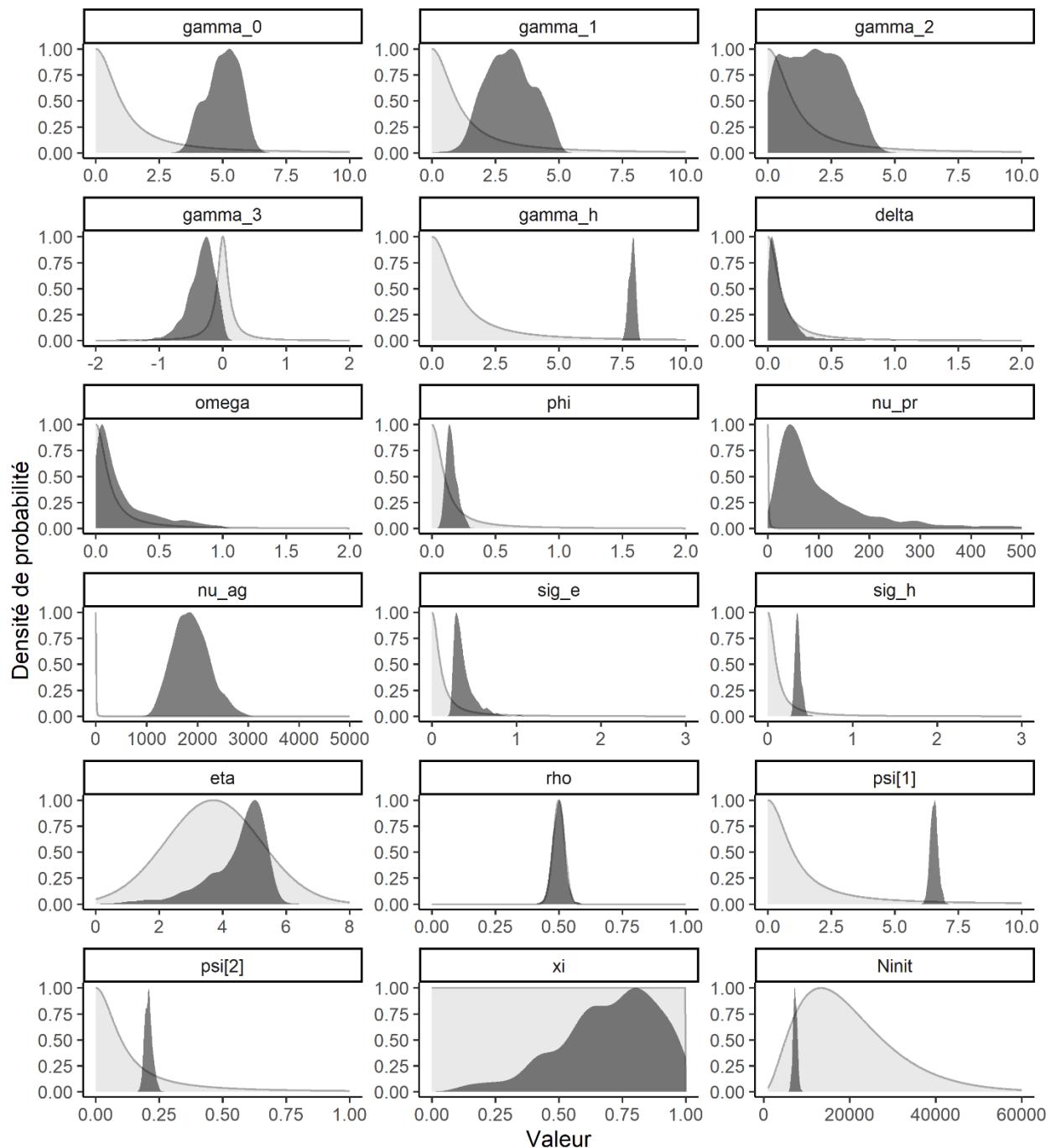


Figure A2. Distribution a priori (en gris clair) et a posteriori (en gris foncé) des paramètres du modèle de population intégré pour le stock de bélugas BEL-EBH.

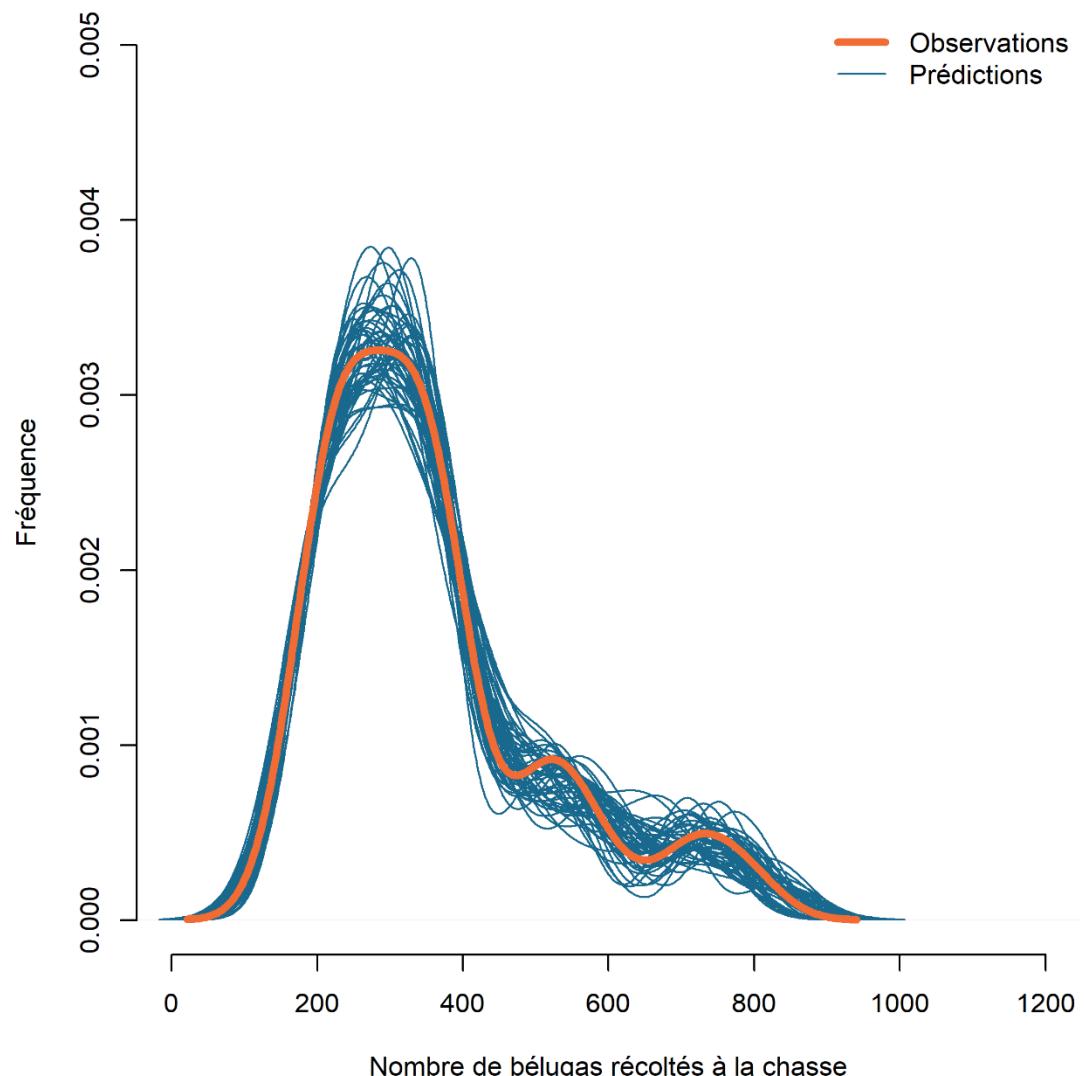


Figure A3. Comparaison du nombre observé de bélugas récoltés chaque année et des prévisions hors échantillon pour le stock de bélugas BEL-EBH. Pour faciliter la visualisation, seules 50 prédictions choisies au hasard sont représentées.

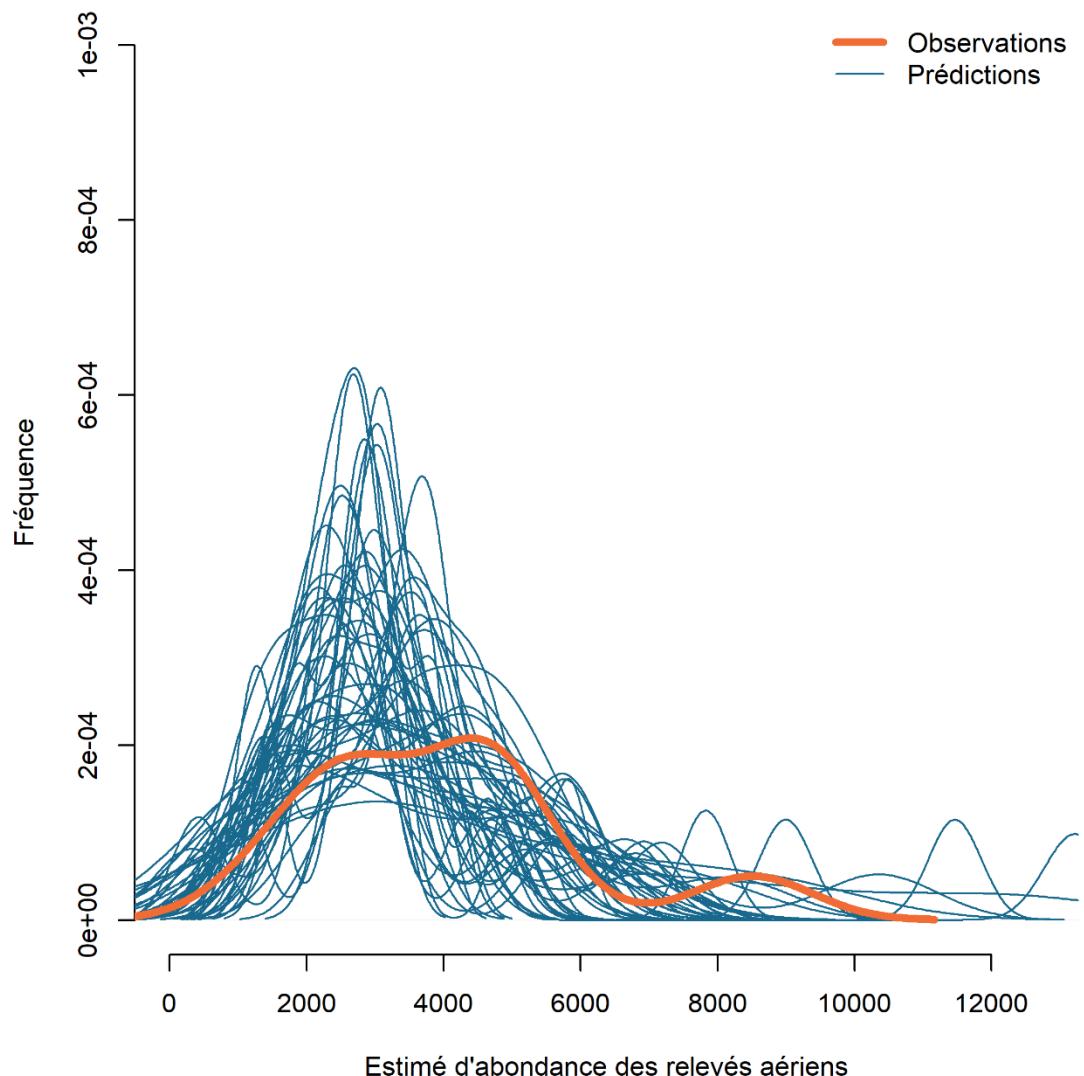


Figure A4. Comparaison de l'abondance observée de bélugas (relevés aériens) chaque année et des prévisions hors échantillon pour le stock de bélugas BEL-EBH. Pour faciliter la visualisation, seules 50 prédictions choisies au hasard sont représentées.

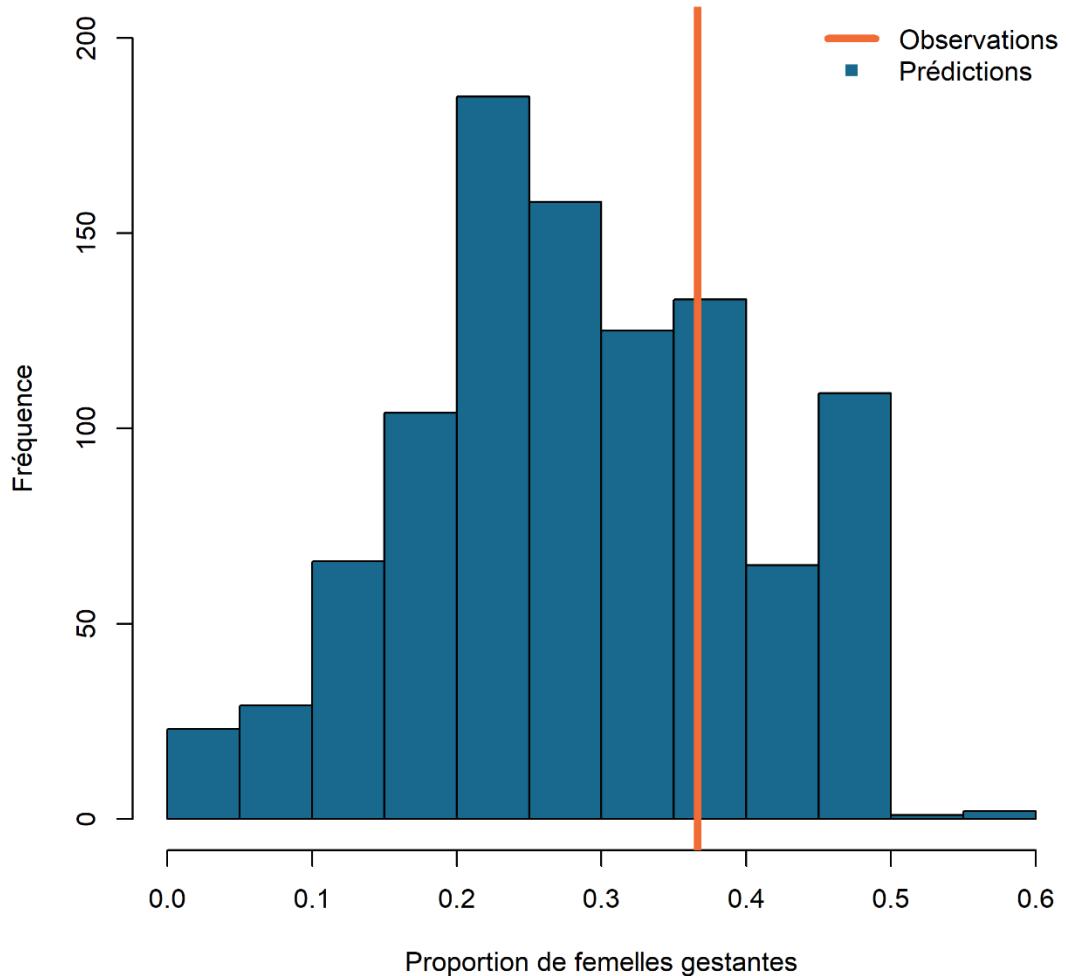


Figure A5. Comparaison de la proportion observée de femelles gestantes et des prévisions hors échantillon pour le stock de bélugas BEL-EBH. Les médianes des différentes années sont représentées.

Distribution d'âge dans la récolte

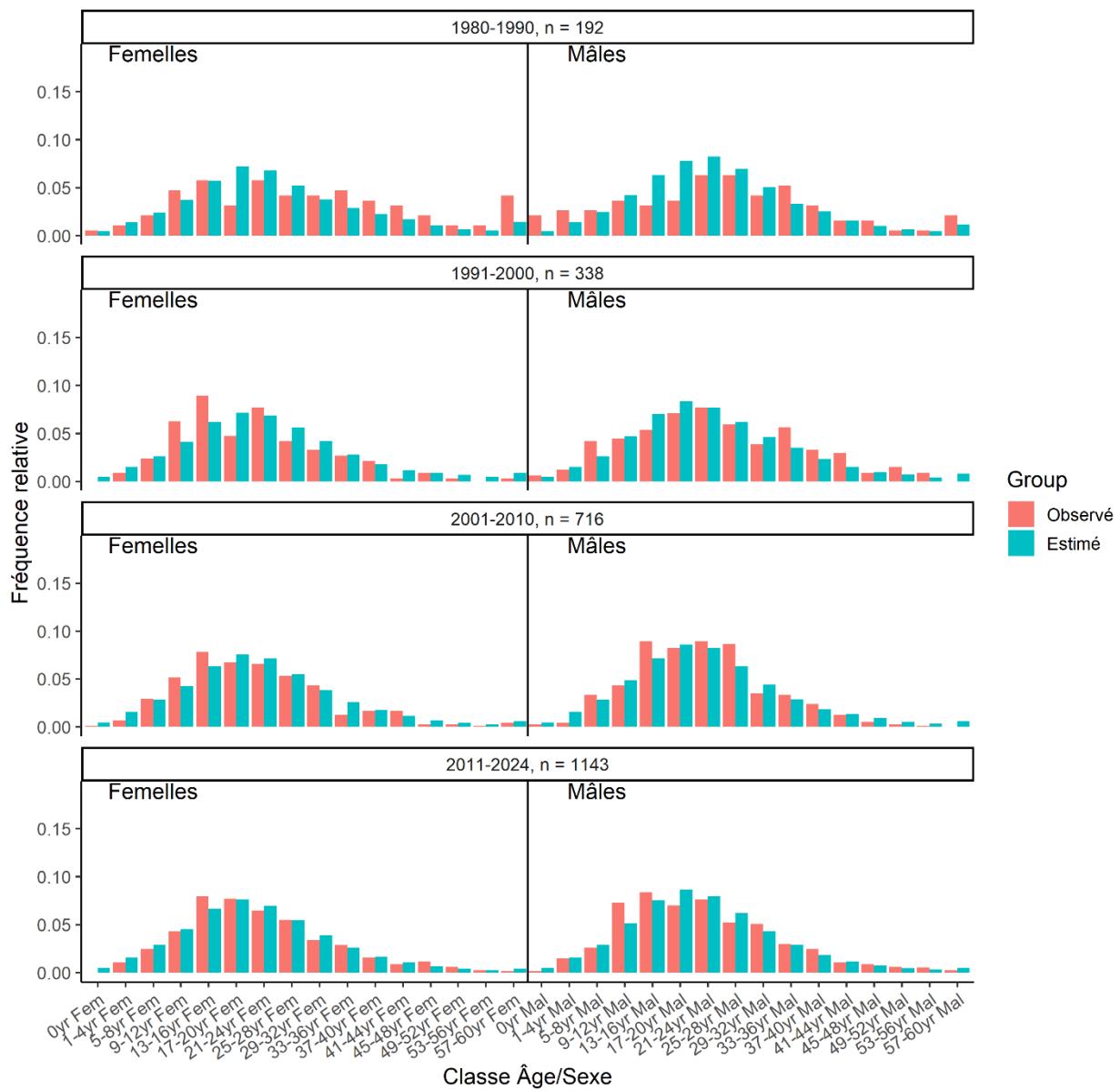


Figure A6. Distributions de l'âge et du sexe observées (en orange) et estimées par le modèle de population intégré (en bleu) pour quatre périodes (de 1980 à 1990, de 1991 à 2000, de 2001 à 2010 et de 2011 à 2023) pour le stock de bélugas BEL-EBH.

Validation prédictive a posteriori
somme des carrés des résidus de Pearson

P Bayésien = 0.62

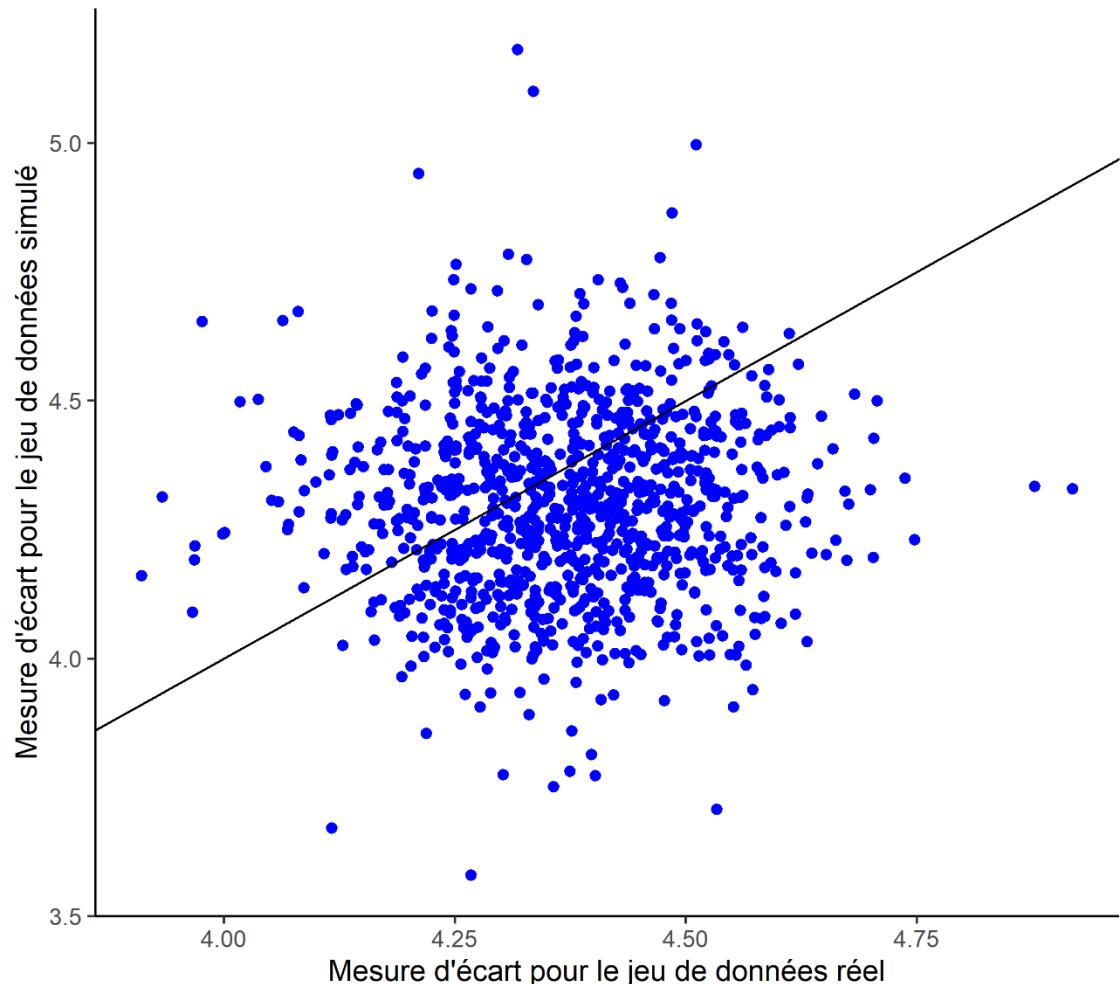
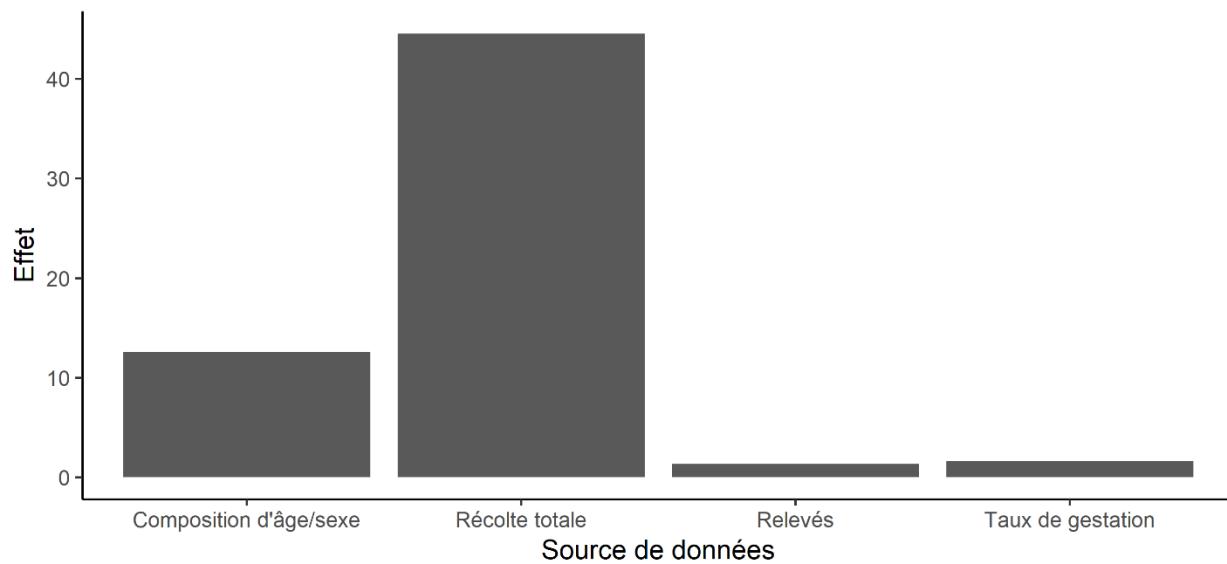


Figure A7. Corrélation entre la somme des carrés des résidus entre les observations et les prévisions modélisées pour le modèle de population intégré du stock de bélugas BEL-EBH.

A Effet cumulatif sur la distribution postérieure (somme des Pareto-K)



B Effet par observation sur la distribution postérieure (moyenne des Pareto-K)

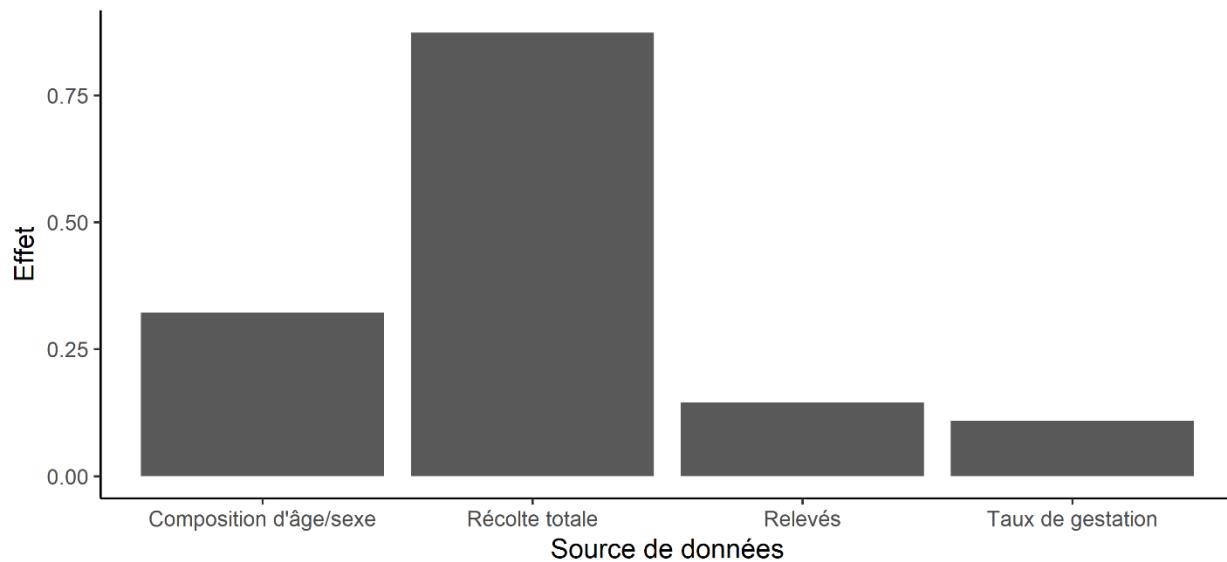


Figure A8. Contribution relative cumulative (A) et par observation (B) des quatre principales sources de données aux estimations du modèle de population intégré pour le stock de bélugas BEL-EBH.

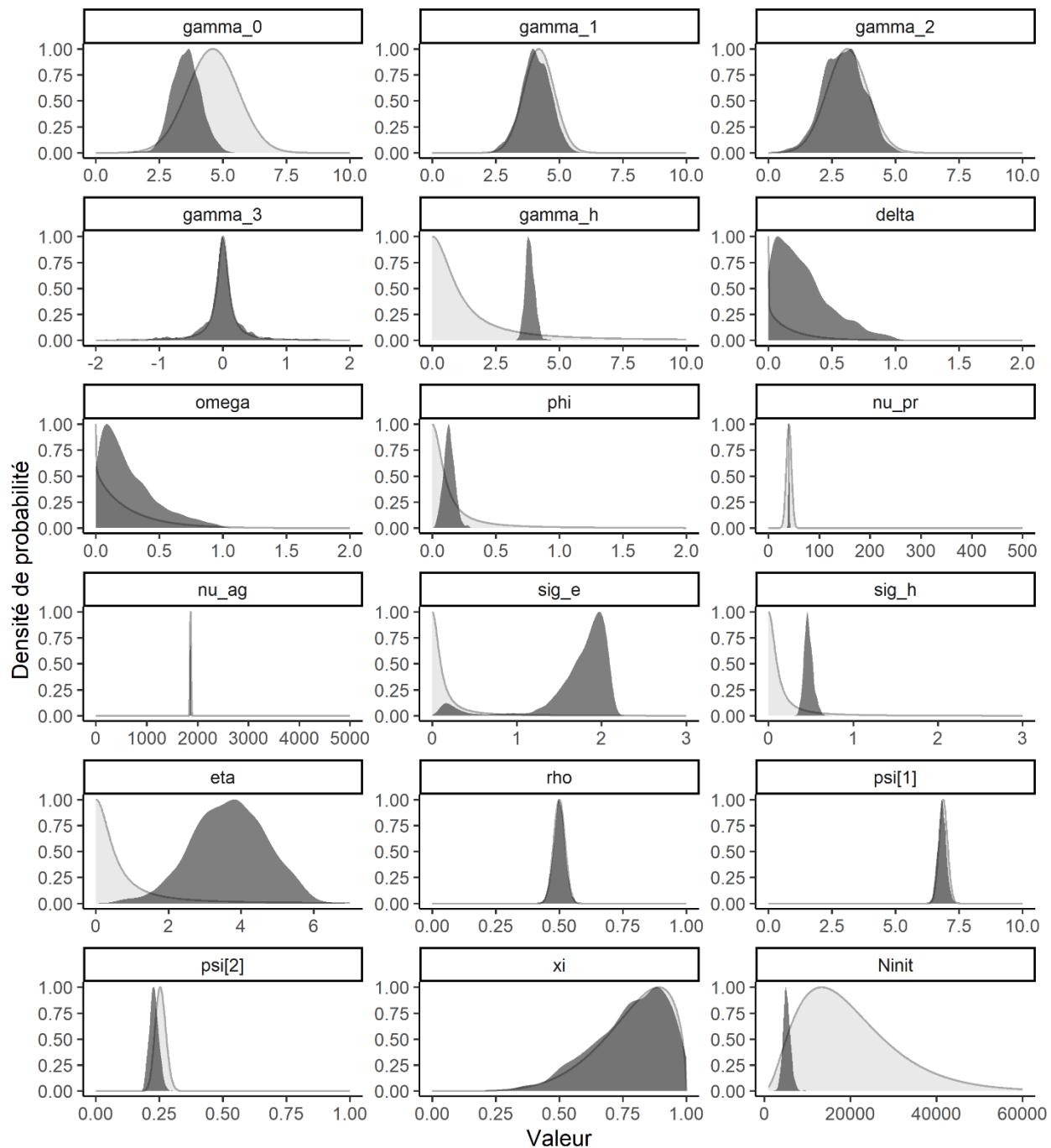


Figure A9. Distribution a priori (en gris clair) et a posteriori (en gris foncé) des paramètres du modèle de population intégré pour le stock de bélugas JAM.

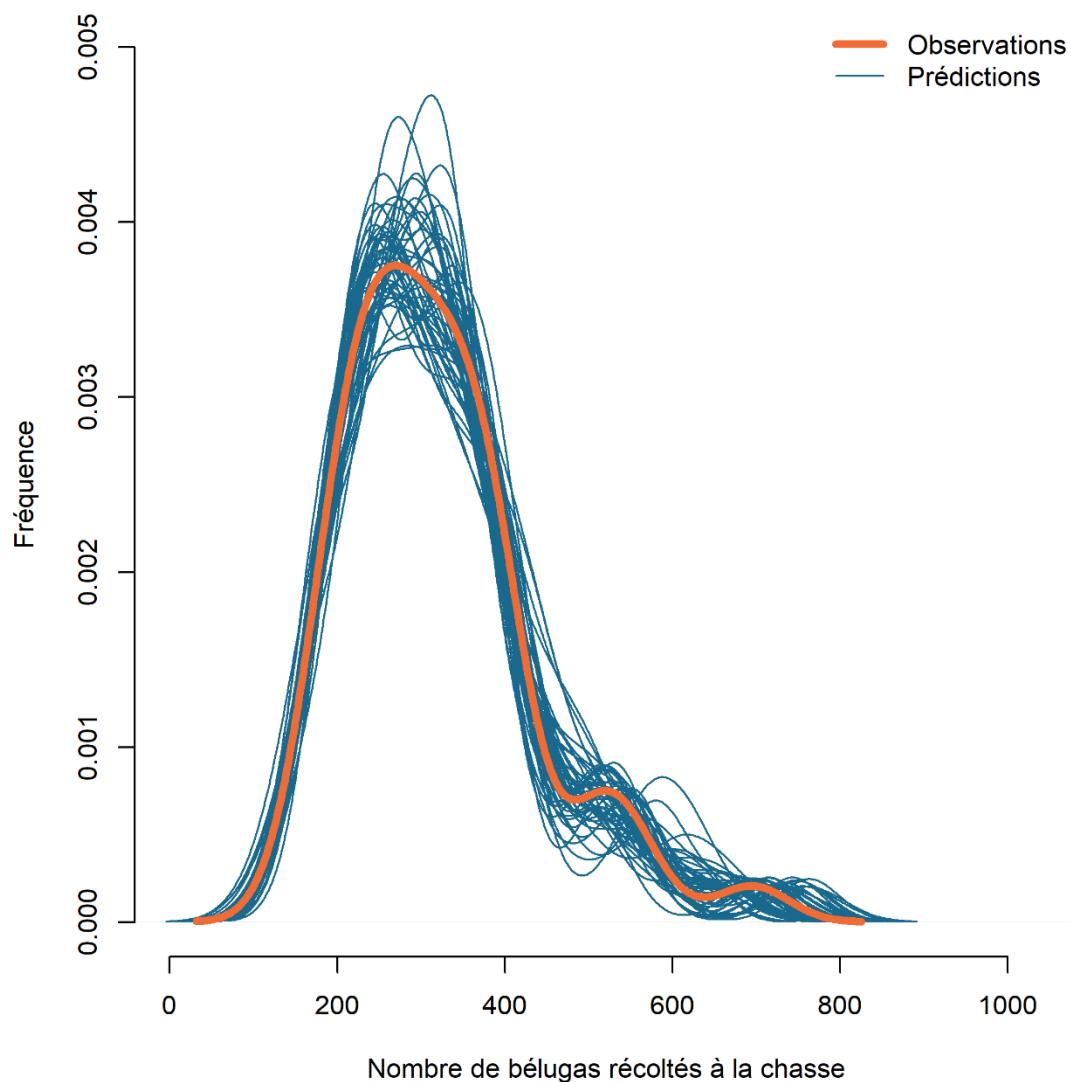


Figure A10. Comparaison entre le nombre observé de bélugas récoltés chaque année et les prévisions hors échantillon pour le stock de bélugas de la baie James. Pour faciliter la visualisation, seules 50 prédictions choisies au hasard sont représentées.

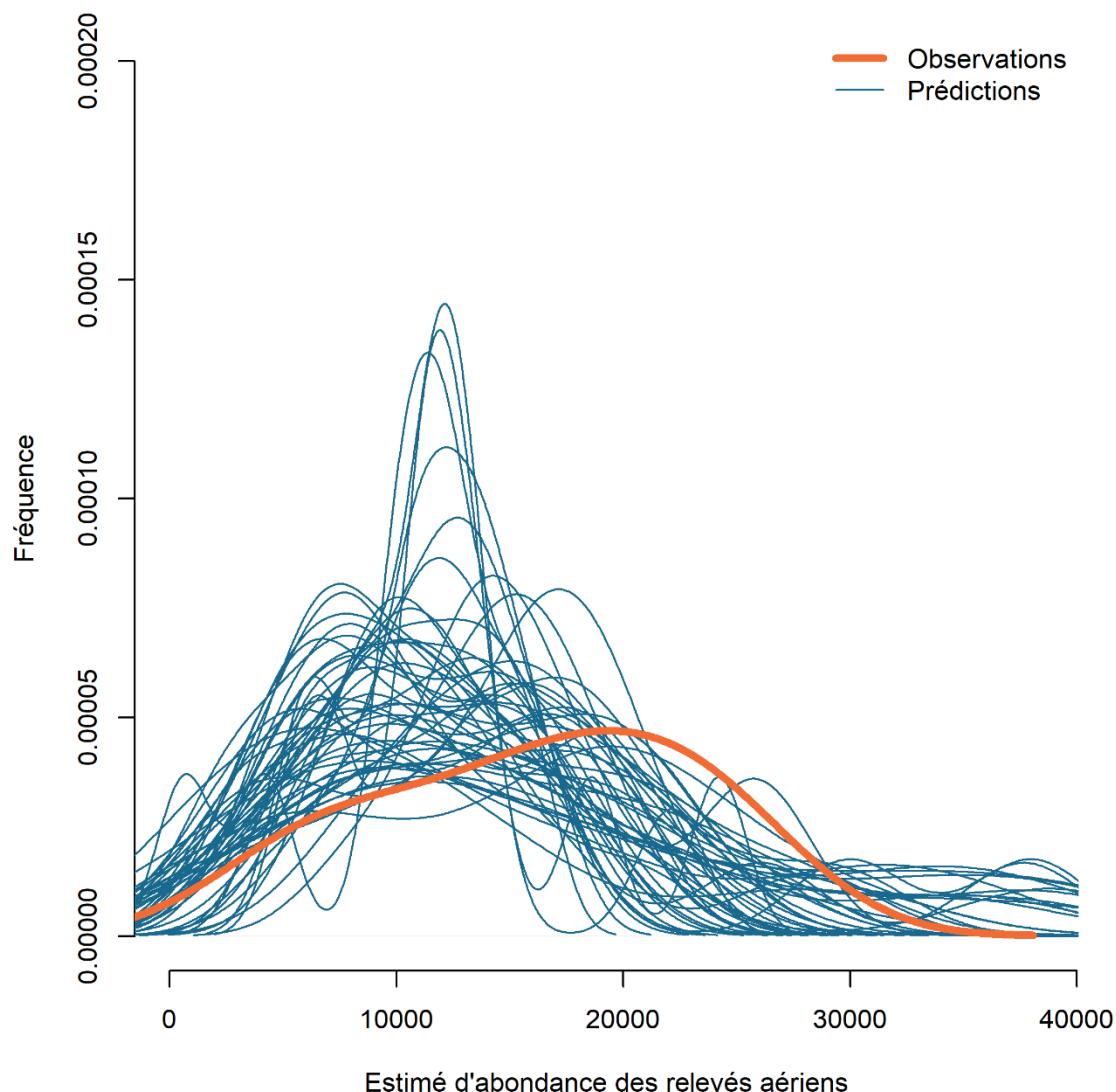


Figure A11. Comparaison de l'abondance observée de bélugas (relevés aériens) chaque année et des prévisions hors échantillon pour le stock de bélugas JAM. Pour faciliter la visualisation, seules 50 prédictions choisies au hasard sont représentées.

Validation prédictive a posteriori
somme des carrés des résidus de Pearson

P bayésien = 0.52

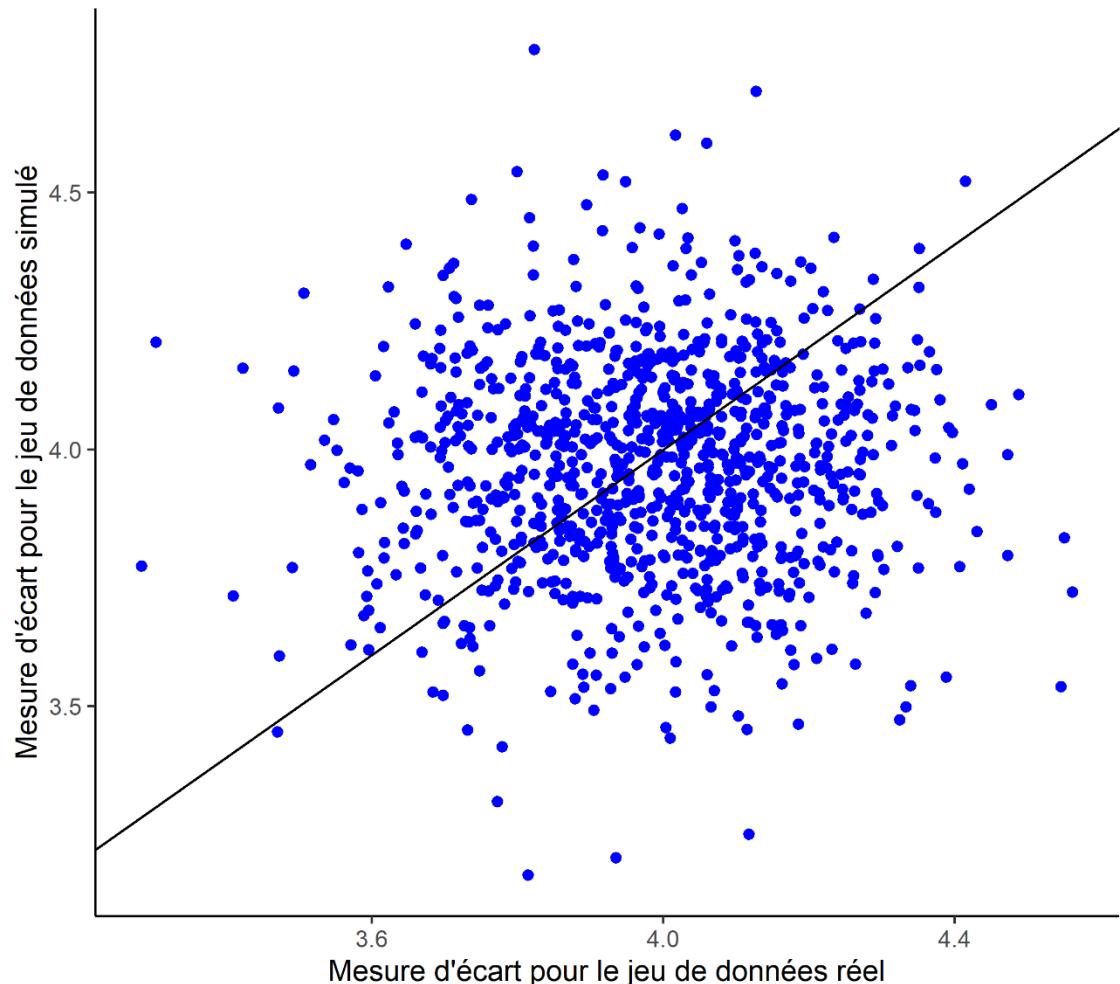


Figure A12. Corrélation entre la somme des carrés des résidus entre les observations et les prévisions modélisées pour le modèle de population intégré du stock de bélugas JAM.

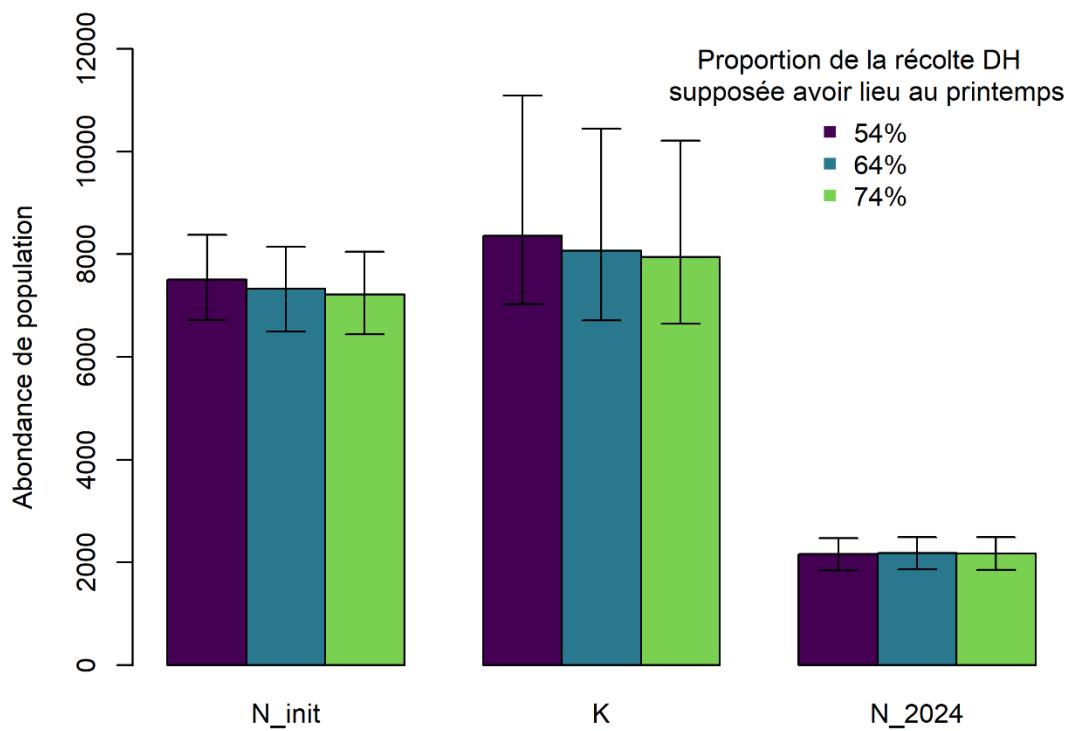


Figure A13. Effet de la variation de la proportion de la récolte présumée du stock du détroit d'Hudson (DH) au printemps (par rapport à l'automne) pour les années 1974 à 2008 sur les estimations modélisées de la taille initiale de la population (N_{init}), de la capacité de charge (K) et de l'abondance du stock en 2024 (N_{2024}). Les barres d'erreur représentent les limites supérieure et inférieure de l'intervalle de crédibilité, IC.

Tableau A1. Description des paramètres du modèle et des distributions a priori pour le stock de bélugas BEL-EBH.

Paramètre	Nom	Description	Distribution a priori	Valeur	Limite inférieure	Limite supérieure
N_{init}	–	Taille initiale de la population	Gamma	α (forme) : 3; β (Taux) : 0,00015	1 000	60 000
ρ	rho	Facteur d'échelle pour la dépendance à la densité sur les taux de gestation par rapport à la survie des juvéniles	Bêta	α : 250; β : 250	0	1
η	éta	Paramètre de base pour le taux de gestation	Normale	moyenne : 3,7; ET : 1,5	0	8
γ_0	gamma_0	Rapport de risque logarithmique de référence	Demi-Cauchy	emplacement : 0; échelle : 1	0	10
γ_1	gamma_1	Rapport de risque logarithmique pour les âges plus jeunes (dangers précoce)	Demi-Cauchy	emplacement : 0; échelle : 1	0	10
γ_2	gamma_2	Rapport de risque logarithmique pour les âges plus avancés (dangers tardifs)	Demi-Cauchy	emplacement : 0; échelle : 1	0	10
γ_3	gamma_3	Rapport de risque logarithmique, mâles adultes <i>par rapport</i> aux femelles adultes	Demi-Cauchy	emplacement : 0; échelle : 0,1	-2	2
γ_h	gamma_h	Risque logarithmique lié à la chasse moyen	Demi-Cauchy	emplacement : 0; échelle : 1	0	10
δ	delta	Paramètre déterminant la forme fonctionnelle des risques précoce	Demi-Cauchy	emplacement : 0; échelle : 0,1	0	2
ω	oméga	Paramètre déterminant la forme fonctionnelle des risques tardifs	Demi-Cauchy	emplacement : 0; échelle : 0,1	0	2
ψ_1	psi[1]	Paramètre de la fonction de probabilité de récolte modifiant l'âge	Demi-Cauchy	emplacement : 0; échelle : 1	0	10
ψ_2	psi[2]	Paramètre de la fonction de probabilité de récolte modifiant l'âge	Demi-Cauchy	emplacement : 0; échelle : 0,1	0	1
ϕ	phi	Rapport de risque logarithmique dépendant de la densité	Demi-Cauchy	emplacement : 0; échelle : 0,1	0	2
v_{Pr}	nu_pr	Précision des proportions du taux de gestation	Demi-Cauchy	emplacement : 0; échelle : 1	0	500
v_{Ag}	nu_ag	Précision des nombres selon le sexe et l'âge	Demi-Cauchy	emplacement : 0; échelle : 5	0	5 000
σ_h	sigma_h	Ampleur de la variation des risques liés à la chasse	Demi-Cauchy	emplacement : 0; échelle : 0,1	0	3
σ_e	sigma_e	Ampleur de la stochasticité environnementale	Demi-Cauchy	emplacement : 0; échelle : 0,1	0	3
SnL	–	Facteur des animaux abattus et perdus	Bêta	α : 21,0; β : 56,8	0	1
ξ	xi	Facteur d'ajustement pour l'évitement par les chasseurs des	Bêta	α : 1; β : 1	0	1

Paramètre	Nom	Description	Distribution a priori	Valeur	Limite inférieure	Limite supérieure
		femelles ayant un veau dépendant				

Tableau A2. Description des paramètres du modèle et des distributions a priori pour le stock de bélugas JAM. Il convient de noter que certaines valeurs a priori ont été choisies en fonction des distributions a posteriori des paramètres du modèle utilisé pour le stock de bélugas BEL-EBH (voir plus de détails dans le texte).

Paramètre	Nom	Description	Distribution a priori	Valeur	Limite inférieure	Limite supérieure
N_{init}	–	Taille initiale de la population	Gamma	α (forme) : 3; β (Taux) : 0,00015	1 000	60 000
ρ	rho	Facteur d'échelle pour la dépendance à la densité sur les taux de gestation par rapport à la survie des juvéniles	Béta	α : 250; β : 250	0	1
η	éta	Paramètre de base pour le taux de gestation	Demi-Cauchy	moyenne : 0; ET : 0,5	0	7
γ_0	gamma_0	Rapport de risque logarithmique de référence	Normale	moyenne : 4,6; ET : 1	0	10
γ_1	gamma_1	Rapport de risque logarithmique pour les âges plus jeunes (dangers précoce)	Normale	moyenne : 4,2; ET : 1	0	10
γ_2	gamma_2	Rapport de risque logarithmique pour les âges plus avancés (dangers tardifs)	Normale	moyenne : 3,1; ET : 1	0	10
γ_3	gamma_3	Rapport de risque logarithmique, mâles adultes <i>par rapport</i> aux femelles adultes	Demi-Cauchy	emplacement : 0; échelle : 0,1	-2	2
γ_h	gamma_h	Risque logarithmique lié à la chasse moyen	Demi-Cauchy	emplacement : 0; échelle : 1	0	10
δ	delta	Paramètre déterminant la forme fonctionnelle des risques précoce	Gamma	α : 0,9; β : 4,77	0	2
ω	oméga	Paramètre déterminant la forme fonctionnelle des risques tardifs	Gamma	α : 0,95; β : 3,68	0	2
ψ_1	psi[1]	Paramètre de la fonction de probabilité de récolte modifiant l'âge	Gamma	α : 1 712; β : 249	0	10
ψ_2	psi[2]	Paramètre de la fonction de probabilité de récolte modifiant l'âge	Gamma	α : 147; β : 578	0	1
ϕ	phi	Rapport de risque logarithmique dépendant de la densité	Demi-Cauchy	emplacement : 0; échelle : 0,1	0	2
v_{Pr}	nu_pr	Précision des proportions du taux de gestation	Normale	moyenne : 40; ET : 5	0	500
v_{Ag}	nu_ag	Précision des nombres selon le sexe et l'âge	Normale	moyenne : 1 860; ET : 10	0	5 000
σ_h	sigma_h	Amplitude de la variation des risques liés à la chasse	Demi-Cauchy	emplacement : 0; échelle : 0,1	0	3
σ_e	sigma_e	Amplitude de la stochasticité environnementale	Demi-Cauchy	emplacement : 0; échelle : 0,1	0	3
SnL	–	Facteur des animaux abattus et perdus	Béta	α : 21,0; β : 56,8	0	1

Paramètre	Nom	Description	Distribution a priori	Valeur	Limite inférieure	Limite supérieure
ξ	xi	Facteur d'ajustement pour l'évitement par les chasseurs des femelles ayant un veau dépendant	Bêta	$\alpha : 5,9; \beta : 1,6$	0	1

Tableau A3. Distributions *a posteriori* des estimations des paramètres, nombre d'échantillons efficaces utilisés, N_{eff} et statistiques \hat{R} provenant du modèle de population intégré pour les stocks de bélugas BEL-EBH et JAM.

Paramètre	Moyenne	É.-T.	2,5 %	50 %	97,5 %	N_{eff}	\hat{R}
<i>Îles Belcher – Est de la baie d'Hudson (BEL-EBH)</i>							
N_{init}	7354	486	6396	7345	8327	326	1,03
ρ	0,50	0,02	0,45	0,50	0,55	1020	1,00
η	4,47	0,90	2,03	4,73	5,56	212	1,06
γ_0	5,06	0,64	3,80	5,11	6,12	117	1,07
γ_1	3,01	0,91	1,41	3,00	4,73	109	1,08
γ_2	1,78	1,11	0,04	1,74	3,82	81	1,08
γ_3	-0,35	0,22	-0,89	-0,32	-0,01	496	1,02
γ_h	7,89	0,12	7,63	7,90	8,11	87	1,08
δ	0,11	0,12	0,00	0,07	0,43	654	1,01
ω	0,21	0,23	0,00	0,12	0,84	794	1,01
ψ_1	6,54	0,15	6,25	6,54	6,85	352	1,02
ψ_2	0,21	0,01	0,18	0,21	0,24	419	1,03
ϕ	0,16	0,05	0,08	0,15	0,26	303	1,03
v_{Pr}	105,15	96,65	16,44	69,14	392,96	620	1,03
v_{Ag}	1883,79	349,97	1287,31	1852,11	2643,62	826	1,01
σ_h	0,36	0,04	0,30	0,35	0,44	78	1,09
σ_e	0,37	0,12	0,25	0,34	0,70	500	1,02
ξ	0,70	0,19	0,24	0,73	0,98	494	1,03
<i>Baie James (JAM)</i>							
N_{init}	5249	878	3680	5185	7148	983	1,02
ρ	0,50	0,02	0,46	0,50	0,54	4990	1,00
η	3,67	0,97	1,71	3,70	5,46	2966	1,01
γ_0	3,58	0,55	2,47	3,58	4,65	978	1,02
γ_1	4,07	0,54	2,98	4,07	5,15	3294	1,00
γ_2	2,99	0,80	1,41	3,00	4,55	3416	1,01
γ_3	-0,02	0,35	-0,83	-0,01	0,75	333	1,04
γ_h	3,85	0,18	3,52	3,84	4,23	754	1,02
δ	0,27	0,22	0,01	0,21	0,83	2008	1,01
ω	0,26	0,22	0,01	0,20	0,80	3627	1,00
ψ_1	6,83	0,16	6,52	6,83	7,17	4217	1,00
ψ_2	0,23	0,02	0,20	0,23	0,27	4225	1,00
ϕ	0,13	0,04	0,05	0,13	0,22	657	1,03
v_{Pr}	40,00	1,00	38,07	40,00	41,99	4089	1,01
v_{Ag}	1860,07	5,02	1850,27	1860,08	1870,01	7659	1,00
σ_h	0,48	0,05	0,38	0,47	0,60	808	1,01
σ_e	1,70	0,46	0,17	1,84	2,09	502	1,04
ξ	0,78	0,14	0,45	0,81	0,98	3176	1,00

Tableau A4. Répartition de l'ensemble des prises de bélugas entre les cinq zones de gestion au Nunavik et à Sanikiluaq associées aux quatre scénarios de répartition spatiale de la récolte envisagés.

Scénario envisagé	Zone de gestion				
	ARC	NEBH	DH	BU	SAN
Scénario 1 : Identique à celle observée entre 2021 et 2024	0,055	0,085	0,665	0,119	0,076
Scénario 2 : Identique au scénario 1, mais sans récolte dans l'arc de l'est de la baie d'Hudson	0,000	0,090	0,703	0,126	0,081
Scénario 3 : Proportionnelle à la répartition de la population inuite	0,209	0,184	0,218	0,321	0,067
Scénario 4 : Détroit d'Hudson seulement	0,000	0,000	1,000	0,000	0,000

Tableau A5. Répartition saisonnière de l'ensemble des prises de bélugas dans chaque zone de gestion associée aux quatre scénarios de répartition saisonnière de la récolte envisagés : A) la répartition temporelle des prises de bélugas est proportionnelle à celle observée dans le cadre du plan de gestion actuel (moyenne de 2021 à 2024); B) les prises sont concentrées au printemps (du 1^{er} février au 31 août au Nunavik, du 1^{er} avril au 30 juin aux îles Belcher); C) la récolte est concentrée à l'automne; la récolte dans le détroit d'Hudson a lieu au début de l'automne seulement (du 1^{er} septembre au 31 janvier dans le nord-est de la baie d'Hudson et la baie d'Ungava, du 1^{er} septembre au 20 novembre dans le détroit d'Hudson et du 1^{er} septembre au 30 novembre); D) identique à C, mais en tenant uniquement compte de la récolte dans le détroit d'Hudson à la fin de l'automne (du 1^{er} septembre au 31 janvier dans le nord-est de la baie d'Hudson et la baie d'Ungava, du 21 novembre au 31 janvier dans le détroit d'Hudson et du 1^{er} septembre au 30 novembre).

Scénario envisagé	ARC	NEBH		DH			BU		SAN			
		Toute l'année	Printemps Automne	Printemps	Début de l'automne	Fin de l'automne	Printemps	Automne	Printemps	Automne	Été	Hiver
Scénario A	1,00	0,24	0,76	0,56	0,26	0,18	0,94	0,06	0,76	0,11	0,00	0,13
Scénario B	1,00	1,00	0,00	1,00	0,00	0,00	1,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00
Scénario C	1,00	0,00	1,00	0,00	1,00	0,00	0,00	1,00	0,00	1,00	0,00	0,00
Scénario D	1,00	0,00	1,00	0,00	0,00	1,00	0,00	1,00	0,00	1,00	0,00	0,00