



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 2025/070**

#### **Région de la capitale nationale**

## **Estimation d'abondance pour le phoque du Groenland de l'Atlantique Nord-Ouest (*Pagophilus groenlandicus*) et avis sur la récolte pour 2025-2029**

Joanie Van de Walle<sup>1</sup>, M. Tim. Tinker<sup>2</sup>, Shelley L. C. Lang<sup>3</sup>, G. B. Stenson<sup>4</sup>, et Mike O. Hammill<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Pêches et Océans Canada  
Institut Maurice-Lamontagne  
850, route de la Mer  
Mont-Joli (Québec) G5H 3Z4

<sup>2</sup> Nhydra Ecological Consulting  
St. Margaret's Bay (Nouvelle-Écosse) B3Z 2G6

<sup>3</sup> Pêches et Océans Canada  
Direction des sciences  
Case postale 5667  
St. John's (Terre-Neuve-et-Labrador) A1C 5X1

<sup>4</sup> Bidesuk Consulting  
St. John's (Terre-Neuve-et-Labrador) A1A 3N2

---

## 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](mailto: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 978-0-660-79350-4 N° cat. Fs70-5/2025-070F-PDF

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

Van de Walle, J., Tinker, M.T., Lang, S.L.C., Stenson, G.B., et Hammill, M.O. 2025. Estimation d'abondance pour le phoque du Groenland de l'Atlantique Nord-Ouest (*Pagophilus groenlandicus*), et avis sur la récolte pour 2025-2029. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2025/070. v + 59 p.

### Also available in English :

Van de Walle, J., Tinker, M.T., Lang, S.L.C., Stenson, G.B., and Hammill, M.O. 2025. *Abundance Estimate of Northwest Atlantic Harp Seals, Pagophilus groenlandicus, and Harvest Advice for 2025-2029. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2025/070. v + 56 p.*

---

## TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	v
INTRODUCTION .....	1
MÉTHODES.....	2
SOURCES DE DONNÉES.....	2
Production de chiots.....	3
Taux de reproduction .....	3
Structure d'âge.....	3
Prélèvements .....	4
Anomalies de la glace .....	4
Indice climatique de Terre-Neuve et du Labrador (ICTNL).....	5
MODÈLE DE POPULATION INTÉGRÉ .....	5
Modèle de processus.....	6
Modèle de données.....	11
Distribution a priori et ajustement du modèle .....	12
ANALYSE DU MODÈLE ET PROJECTIONS DE LA RÉCOLTE .....	13
Stratégie de gestion du phoque de l'Atlantique (SGPA) .....	14
Stratégie de gestion du phoque de l'Atlantique révisée (SGPA-R).....	14
Prévisions de récolte selon la SGPA et la SGPA-R.....	14
PRÉLÈVEMENT BIOLOGIQUE POTENTIEL (PBP) .....	16
RÉSULTATS .....	16
PROJECTIONS DE LA RÉCOLTE .....	18
Stratégie de gestion du phoque de l'Atlantique (SGPA) .....	18
Stratégie de gestion du phoque de l'Atlantique révisée (SGPA-R).....	18
Scénario de croissance positive.....	19
PRÉLÈVEMENT BIOLOGIQUE POTENTIEL (PBP) .....	19
DISCUSSION.....	19
REFERENCES CITED.....	23
TABLEAUX .....	27
FIGURES .....	36
ANNEXE 1 .....	50
ANNEXE 2 : RENSEIGNEMENTS SUPPLÉMENTAIRES SUR LES DONNÉES SUR LES PRISES .....	54
ARCTIQUE CANADIEN .....	54
Prélèvements totaux .....	54
Proportion de jeunes de l'année .....	55
Niveau d'incertitude.....	55
GROENLAND.....	55
Prélèvements totaux .....	55

---

Proportion de jeunes de l'année .....	55
Niveau d'incertitude.....	55
CANADA ATLANTIQUE.....	56
Prélèvements totaux .....	56
Proportion de jeunes de l'année .....	56
Niveau d'incertitude.....	56
PRISES ACCIDENTELLES.....	57
Prélèvements totaux .....	57
Proportion de jeunes de l'année .....	57
Niveau d'incertitude.....	57
RÉFÉRENCES.....	57

---

## RÉSUMÉ

La population de phoques du Groenland de l'Atlantique Nord-Ouest est chassée à des fins commerciales et de subsistance au Canada et au Groenland. Les phoques du Groenland sont aussi capturés accidentellement dans la pêche commerciale. Un nouveau relevé en 2022 a estimé la production totale de chiots à 614 100, l'estimation la plus faible depuis 1994. L'état du stock est présenté à l'aide d'un MPI bayésien qui intègre les estimations périodiques de la production de chiots, ainsi que des données actualisées sur la structure d'âge, les taux de reproduction selon l'âge, les prélèvements totaux et les conditions environnementales. D'après le MPI, l'abondance du phoque du Groenland a augmenté rapidement des années 1970 aux années 1990, jusqu'à une abondance maximale estimée de 7,5 millions de phoques (intervalle de crédibilité [IC] à 95 % : 6,75 - 8,42) en 1998. La population a diminué de 1998 à 2024, sauf durant une période de stabilité relative entre 2009 et 2019. L'abondance totale estimée en 2024 était de 4,4 millions de phoques (IC à 95 % : 3,65 - 5,35), ce qui représente un taux déclin par rapport à 2019 (5,6 millions, IC à 95 % : 4,78 - 6,63) de 4,7 % (IC à 95 % : 2,14 - 7,45 %) par année.

Les phoques du Groenland sont gérés selon la Stratégie de gestion du phoque de l'Atlantique (SGPA). Selon la SGPA en vigueur,  $N_{max}$  (taille de population maximale observée ou estimée) a été estimée à 7,5 millions de phoques (IC à 95 % : 6,81 - 8,35), ce qui donne un point de référence de précaution (PRP, 70 % de  $N_{max}$ ) de 5,3 millions de phoques et un point de référence limite (PRL, 30 % de  $N_{max}$ ) de 2,2 millions de phoques. L'abondance totale estimée en 2024 a une probabilité de 96 % d'être inférieure à ce PRP et est donc considérée comme étant dans la zone de prudence. Selon la SGPA en vigueur, aucun niveau de récolte ne permettrait que la population dépasse le PRP dans 10 ans avec une probabilité de 80 %. Selon la SGPA révisée (SGPA-R) proposée, la capacité de charge environnementale ( $K$ ) a été estimée à 6,9 millions de phoques (IC à 95 % : 5,27 - 8,48). On obtient alors un PRP (70 % de  $K$ ) de 4,8 millions de phoques et un PRL (30 % de  $K$ ) de 2,1 millions de phoques. L'abondance totale estimée en 2024 a une probabilité de 80 % d'être inférieure à ce PRP et est donc considérée comme étant dans la zone de prudence. Avec la SGPA-R proposée, nous avons estimé les niveaux de récolte durable pour les cinq prochaines années (de 2025 à 2029) qui correspondent à une probabilité de 80 % que la population excède le PRP dans 1,5 génération (30 ans). Les niveaux annuels de récolte durable au Canada atlantique qui répondent à ce critère sont de 253 000, 222 000 et 113 000 phoques, selon des compositions par âge des prises présumées de 95 %, 90 % et 50 % de jeunes de l'année, respectivement. Ces projections de récolte reposent sur l'hypothèse que l'état des glaces et les variables environnementales demeureront semblables aux conditions observées récemment. Les niveaux de récolte compatibles avec la règle de contrôle de la récolte seraient moins élevés s'ils reposaient sur l'hypothèse que l'état futur des glaces se détériorerait davantage, tel que projeté en raison des changements climatiques.

---

## INTRODUCTION

Le phoque du Groenland (*Pagophilus groenlandicus*) est un phocidé migrateur de taille moyenne, présent dans les régions du plateau continental de l'Atlantique Nord. C'est le pinnipède le plus abondant de l'Atlantique Nord (Hammill et Stenson 2022). Trois populations sont reconnues selon l'emplacement de mise bas : les populations de la mer du Groenland, de la mer Blanche et de l'Atlantique Nord-Ouest. La population de l'Atlantique Nord-Ouest est la plus abondante des trois (Stenson et al. 2020b). Cette population passe l'été dans l'est de l'Arctique canadien et l'ouest du Groenland. À l'automne, les phoques du Groenland de l'Atlantique Nord-Ouest migrent vers le sud jusqu'au plateau de Terre-Neuve et au golfe du Saint-Laurent, où ils se nourrissent, avant de mettre bas sur la banquise au large de la côte sud-est du Labrador et de la côte nord-est de Terre-Neuve, une région appelée le « Front », ainsi que dans le golfe du Saint-Laurent (ci-après appelé « golfe »; figure 1). Ils retournent dans l'Arctique au début de l'été (Sergeant 1991, Stenson et Hammill 2014).

La population de phoques du Groenland de l'Atlantique Nord-Ouest est récoltée à des fins commerciales et de subsistance au Canada et au Groenland. Les phoques du Groenland sont capturés accidentellement dans la pêche commerciale. La récolte commerciale au Canada atlantique, qui est habituellement la plus importante source de prélèvements, vise principalement les phoques âgés de moins d'un an (ci-après appelés « jeunes de l'année »; Stenson et Upward 2020).

Le phoque du Groenland est une espèce dépendante de la glace : elle en a besoin pour donner naissance et allaiter les chiots (Sergeant 1991). Les chiots sevrés, appelés « brasseurs », restent sur la glace plusieurs semaines pendant qu'ils développent leur capacité physiologique à se nourrir de façon autonome (Burns et al. 2007). Il est essentiel que l'état des glaces soit bon pendant cette période, et les années où les conditions de glace sont mauvaises peuvent entraîner une mortalité élevée des chiots (Stenson et Hammill 2014). Le moment de la débâcle peut également avoir des répercussions sur l'abondance des proies, qui peut à son tour influer sur la condition corporelle et la performance reproductive (Buren et al. 2014; Stenson et al. 2016, Hammill et Sauvé 2017). L'état des glaces dans les aires de mise bas de l'espèce est de plus en plus souvent mauvais, en particulier depuis 10 ans (Han et al. 2015), et les changements climatiques devraient continuer d'avoir des répercussions sur l'état de l'océan et des glaces dans l'Atlantique Nord-Ouest. D'après le scénario de changement climatique « profil représentatif d'évolution de concentration 8.5 (RCP 8.5) », Brickman et ses collaborateurs (2016) et Lavoie et ses collaborateurs (2020) ont prédit une réduction radicale de l'étendue de la glace de mer dans l'Atlantique Nord-Ouest entre 2016 et 2080. La production primaire annuelle dans le golfe devrait également diminuer de 13,4 % d'ici 70 ans (Han et al. 2019, Mei et al. 2024). Pour ce qui est des eaux au large de Terre-Neuve-et-Labrador, Han et ses collaborateurs (2015) ont prédit qu'elles pourraient être libres de glace d'ici 2060.

L'abondance de la population de phoques du Groenland de l'Atlantique Nord-Ouest est estimée à l'aide d'un modèle de population intégré (MPI) bayésien (Tinker et al. 2023). Dans ce modèle, l'abondance de la population est estimée à partir de diverses sources d'information, y compris des estimations périodiques de la production de chiots et des données annuelles sur les taux de reproduction selon l'âge (Stenson et al. 2016; Stenson et al. 2020a), la structure d'âge de la population (Tinker et al. 2023) et les prélèvements totaux résultant de la récolte et des prises accidentnelles (Stenson et Upward 2020).

Afin de fournir une estimation de l'abondance actuelle, un nouveau relevé de la production de chiots a été effectué en 2022 (Goulet et al. Sous presse). Nous utilisons ici ces nouvelles données de relevé, ainsi que des données récentes et mises à jour sur la structure d'âge, les

---

taux de reproduction (de 1979 à 2022), les prélèvements et les conditions environnementales pour produire une estimation actualisée de la population de phoques du Groenland de l'Atlantique Nord-Ouest de 1952 à 2024. Nous avons utilisé la formulation de MPI présentée dans Tinker *et al.* (2023) pour estimer la taille et les tendances de la population, et tenir compte des différents niveaux d'incertitude dans les prélèvements au fil du temps et entre les catégories de prélèvement.

Dans cette évaluation, nous formulons également un avis sur les niveaux de récolte durable. Plus précisément, nous présentons un avis sur les niveaux de récolte durable pour la récolte commerciale du phoque du Groenland au Canada atlantique pour les cinq prochaines années (de 2025 à 2029), conformément aux objectifs de gestion selon l'approche de précaution pour trois structures d'âge dans la récolte : 5 % d'adultes et 95 % de jeunes de l'année; 10 % d'adultes et 90 % de jeunes de l'année; 50 % d'adultes et 50 % de jeunes de l'année.

La SGPA a été acceptée en 2003 (MPO 2003). Elle a été élaborée initialement pour les espèces récoltées dans la chasse commerciale au phoque au Canada atlantique (phoque du Groenland, phoque à capuchon et phoque gris), mais elle a depuis été appliquée à la gestion d'autres mammifères marins au Canada. En vertu de la SGPA, le phoque du Groenland est considéré comme une espèce « riche en données ». De ce fait, l'objectif de gestion dans le cadre de la SGPA est d'avoir une probabilité de 80 % que la population demeure au-dessus d'un point de référence de précaution (PRP), appelé «  $N_{70}$  », qui représente 70 % de l'abondance maximale de la population observée dans la série temporelle ( $N_{max}$ ). Si la population chute en dessous de  $N_{70}$ , des efforts de gestion doivent être déployés afin de la ramener au-dessus du PRP dans les 10 ans (MPO 2006). Une SGPA révisée (ci-après appelée « SGPA-R ») a été proposée (Lang *et al.* Sous presse). La SGPA-R définit  $N_{70}$  par rapport à la capacité de charge environnementale ( $K$ ), plutôt que par rapport à  $N_{max}$ . Également, lorsque la taille de la population actuelle est inférieure au PRP, les règles de contrôle de la récolte diffèrent entre la SGPA et la SGPA-R. En effet, le délai pour ramener une population se situant dans la moitié supérieure de la zone de prudence au-delà de  $N_{70}$  avec une probabilité de 80 % sont fixées à 10 ans et à 1,5 générations pour la SGPA et la SGPA-R, respectivement. Nous présentons dans ce document un avis de récolte permettant d'atteindre les objectifs des deux stratégies (SGPA et SGPA-R). Un niveau de prélèvement biologique potentiel (PBP) est également indiqué pour répondre aux exigences de la règle des dispositions sur les importations de la Marine Mammal Protection Act (MMPA) des États-Unis (81 FR 54389; National Oceanic and Atmospheric Administration [NOAA] 2016).

## MÉTHODES

### SOURCES DE DONNÉES

Le MPI pour le phoque du Groenland repose sur six sources de données :

1. estimations périodiques de la production de chiots et données annuelles sur ;
2. les taux de reproduction;
3. la structure d'âge;
4. les prélèvements totaux (récolte et prises accidentnelles);
5. les anomalies de la glace;
6. l'indice climatique de Terre-Neuve et du Labrador (ICTNL).

---

Les deux derniers ensembles de données représentent des covariables pour les indices vitaux, tandis que les quatre premiers représentent les observations utilisées pour l'ajustement du modèle.

## Production de chiots

La mise bas a lieu sur la banquise entre la fin février et le début mars. Nous avons utilisé 14 estimations indépendantes de la production de chiots de 1951 à 2022, dérivées d'une combinaison de méthodes de marquage-recapture et de relevés aériens (tableau 1). Les dénombrements des chiots aux trois aires de mise bas (sud du golfe, nord du golfe et Front) ont été combinés pour l'obtention d'une estimation à l'échelle de la population totale (Goulet *et al.* Sous presse).

## Taux de reproduction

Nous avons utilisé les données annuelles sur les taux de reproduction selon l'âge, fondées sur 4 417 échantillons prélevés depuis 1952 (Fisher 1954, Bowen *et al.* 1981, Sjare et Stenson 2010, Stenson *et al.* 2016; Stenson *et al.* 2020). Des employés de Pêches et Océans Canada (MPO) et des chasseurs de phoques expérimentés prélèvent des ovaires de phoques présents autour de Terre-Neuve et au sud du Labrador en vertu de permis délivrés par le MPO (Stenson *et al.* 2020). La détection de la gestation chez les femelles échantillonnées a été effectuée comme indiqué dans Stenson *et al.* (2016). Les femelles étaient considérées en gestation si un fœtus était détecté dans l'utérus ou si un large corps jaune entièrement lutéinisé était présent dans l'un des ovaires. Seuls les échantillons prélevés d'octobre à février, la période qui correspond à la fin de la gestation (Bowen *et al.* 1981), ont été utilisés dans le modèle. Les données des années 1951 à 1954 ont été combinées en raison des petites tailles d'échantillons durant ces années.

L'âge de chaque phoque échantillonné (arrondi à l'année la plus proche) a été estimé en fonction du nombre d'anneaux de dentine présents sur une canine inférieure sectionnée (Fisher 1954; Bowen et Sergeant 1983; Frie *et al.* 2011). L'âge a servi à calculer les taux de reproduction selon l'âge. Les phoques du Groenland peuvent commencer à donner naissance à l'âge de quatre ans, et les femelles de moins de quatre ans sont présumées immatures. À l'âge de huit ans, toutes les femelles sont considérées comme sexuellement matures, et il est présumé que les taux de reproduction ont atteint une valeur stable. C'est pourquoi nous avons calculé les taux de reproduction pour les femelles d'âge 4, 5, 6, 7 et 8 ans et plus (tableau 2). Nous avons mis à jour les données sur la reproduction selon l'âge utilisées dans Tinker *et al.* (2023) pour inclure les années récentes (de 2020 à 2022).

## Structure d'âge

Les données sur la structure d'âge ont été tirées des phoques échantillonnés pour la détermination des taux de reproduction (décrits précédemment) ou dans le cadre d'autres programmes d'échantillonnage menés par le MPO depuis 1979. Nous avons calculé la structure d'âge des phoques échantillonnés d'octobre à février pour qu'elle corresponde au moment de la collecte des données sur les taux de reproduction (tableau 3). L'échantillonnage aux fins de la détermination de l'âge ciblait les mâles et les femelles. Nous avons révisé les données sur l'âge dans toute la série temporelle présentée dans Tinker *et al.* (2023) et ajouté les années 2020 à 2022 (figure 2). Craignant que les jeunes phoques aient pu être sous-représentés ou surreprésentés dans l'échantillonnage certaines années, nous avons utilisé uniquement les données sur les phoques âgés de cinq ans et plus pour l'ajustement du modèle (Tinker *et al.* 2023).

---

## Prélèvements

Les prélèvements de phoques du Groenland proviennent de quatre sources distinctes :

1. la chasse au phoque à des fins commerciales et personnelles dans le Canada atlantique;
2. la récolte de subsistance au Groenland;
3. la récolte de subsistance dans l'Arctique canadien;
4. les prises accidentelles dans les engins de pêche commerciale (Stenson et Upward 2020; figure 3).

Nous avons mis à jour les données sur les prélèvements utilisées dans Tinker *et al.* (2023) pour inclure les années récentes (2020 à 2022). Les prélèvements sont séparés entre les jeunes de l'année et les adultes (tableau 4). Pour simplifier la terminologie, nous utilisons le terme « adultes » pour désigner les phoques âgés d'au moins un an.

Des incertitudes entourent les estimations des prélèvements et de la proportion de jeunes de l'année par rapport aux adultes prélevés pour chaque source. De plus, ces incertitudes ont varié au cours de la série temporelle. Dans l'exécution précédente du modèle, un coefficient de variation (CV) de 0,1 a été présumé pour la prise en compte des incertitudes dans les déclarations des prises (Tinker *et al.* 2023). Ici, selon des études antérieures (Stenson et Upward 2020; Hammill *et al.* 2021; Tinker *et al.* 2023, 2025 [en cours d'examen]) et l'avis d'expert des auteurs, G. Stenson et M.O. Hammill, nous avons évalué la fiabilité des prélèvements totaux et de la proportion de jeunes de l'année pour chaque source et chaque année de la série temporelle. Nous avons utilisé trois catégories d'incertitudes : « élevée », « modérée » et « faible » (tableau 5). Une incertitude élevée a ainsi reçu une valeur de CV de 0,2, une incertitude modérée, une valeur de 0,1 et une incertitude faible, une valeur de 0,05. Ces coefficients de variation ont ensuite permis d'établir les niveaux d'incertitude pour chaque jeu de données pendant l'ajustement du modèle pour l'estimation des valeurs réelles de la mortalité d'origine humaine (voir la section « Survie » plus loin). La façon dont les prélèvements annuels attribués à chaque source ont été obtenus depuis 1952 et le niveau de fiabilité de ces nombres (ou de leurs estimations) sont expliqués en détail dans Stenson et Upward (2020) et Stenson (2010). De plus, nous donnons à l'annexe 2 des détails et des explications supplémentaires sur la façon dont les différents niveaux d'incertitude ont été attribués, par source de prélèvement et par période.

Tous les animaux abattus pendant la chasse ne sont pas récupérés et déclarés, un phénomène appelé « animaux abattus et perdus ». Le taux d'animaux abattus et perdus varie selon la classe d'âge (jeunes de l'année par rapport aux adultes) et la source de la récolte. Nous avons donc attribué un taux variable d'animaux abattus et perdus pour chaque source de récolte en fonction des estimations publiées antérieurement et de l'opinion d'experts (voir Stenson 2010). Le taux de jeunes de l'année abattus et perdus a été fixé à 50 % (c.-à-d. que 50 % des jeunes de l'année tués ne sont ni récupérés ni déclarés) pour les chasses dans l'Arctique et au Groenland, et à 1 % avant 1983, puis à 5 % à partir de 1983 pour la chasse au Canada atlantique. Le taux d'adultes abattus et perdus a été fixé à 50 % pour toutes les sources de récolte. Le taux d'animaux abattus et perdus a été fixé à 0 % pour les prélèvements via les prises accidentelles.

## Anomalies de la glace

Les phoques ont besoin de glace adéquate pendant la mise bas et l'allaitement, et pendant environ un mois pendant le jeûne post-sevrage des chiots, sinon le taux de mortalité des jeunes de l'année peut être élevé (Sergeant 1991, Stenson et Hammill 2014). Pour tenir compte de

---

l'effet de l'état des glaces sur la survie des jeunes de l'année, nous avons utilisé les anomalies de la glace comme covariable dans le MPI. Les anomalies de la glace décrivent les écarts annuels par rapport aux conditions de glace historiques. Nous avons utilisé les données de glace à partir du début des relevés de la glace en 1969 jusqu'en 2000 comme base pour les niveaux de référence historiques, et nous nous sommes concentrés sur deux périodes où les chiots dépendent fortement de la glace : la mise bas et le jeûne post-sevrage. En raison des différences dans le moment de la mise bas dans le sud du golfe, ces périodes correspondent aux semaines du 28 février et du 26 mars. Dans le nord du golfe et au Front, ces périodes correspondent aux semaines du 5 mars et du 9 avril. Pour chacune de ces semaines et régions, nous avons extrait les cartes de la couverture totale de glace de première année du golfe du Saint-Laurent et du sud du Labrador, qui sont accessibles sur le site du Service canadien des glaces d'Environnement Canada ([Graphe des glaces](#)). L'indice de l'anomalie de la glace ( $IC$ ) est calculé pour chaque année ( $t$ ) et aire de reproduction ( $a$ ) comme la moyenne des anomalies de la couverture de glace sur les deux périodes ( $p$ ). Les anomalies sont l'écart du pourcentage de glace totale par rapport au pourcentage moyen de couverture de glace ( $\mu$ ) pour l'aire de reproduction et la période de référence passée ( $h$ ) divisé par l'écart type de la couverture de glace moyenne pendant la période  $\sigma$ , comme suit :

$$IC_{a,t} = \frac{1}{2} \sum_p (GLACE_{a,t,p} - \mu_{a,h,p}) / \sigma_{a,h,p} \quad (1)$$

Les valeurs d' $IC$  inférieures à 0 indiquent une couverture de glace anormalement basse par rapport aux observations historiques (figure 4A). Les anomalies de la glace ont été calculées pour les années 1951 à 2023. L'aire de mise bas du nord du golfe est plus proche de celle du Front et, par conséquent, les phoques peuvent y trouver des états des glaces semblables à ceux du Front. En outre, le moment de la mise bas et du sevrage dans le nord du golfe ressemble davantage à celui du Front qu'à celui du golfe (p. ex. Goulet *et al.* Sous presse). Nous avons donc utilisé les anomalies du Front pour les aires de mise bas du nord du golfe et du Front, et les anomalies du golfe pour le sud du golfe.

### Indice climatique de Terre-Neuve et du Labrador (ICTNL)

L'ICTNL fournit une mesure de l'état global des conditions environnementales et de la variabilité des écosystèmes dans l'Atlantique Nord-Ouest. Il s'agit d'une mosaïque de 10 composantes environnementales, dont l'oscillation nord-atlantique hivernale, la durée de la saison et la couverture maximale de la glace de mer, la température de l'air, le nombre d'icebergs, la température de la surface de la mer et des mesures de la salinité, de la température et de la couche intermédiaire froide à divers sites dans l'Atlantique Nord-Ouest entre 1951 et 2023 (figure 4B; Cyr et Galbraith 2021).

### MODÈLE DE POPULATION INTÉGRÉ

Les méthodes d'analyse de la population de phoques du Groenland peuvent être décrites en trois parties :

1. le modèle de processus, une série d'équations qui décrivent les transitions démographiques et qui, une fois résolues, prédisent la dynamique des variables d'intérêt (p. ex. l'abondance de la population) sur la base des valeurs des paramètres d'entrée;
2. le modèle de données, qui décrit comment les jeux de données empiriques sont liés à la dynamique prédictive par le modèle de processus;
3. l'ajustement du modèle, qui décrit comment les paramètres d'entrée sont estimés.

---

## Modèle de processus

### Sommaire

Les dynamiques de la population sont décrites à l'aide d'un modèle matriciel fondé sur les femelles, structuré selon l'âge, avec des pas de temps discret annuels et selon une cédule pré-reproduction. L'abondance de chaque classe d'âge une année donnée correspond à l'état de la population à la fin de l'hiver, c'est-à-dire juste avant le relevé annuel des chiots. Cette formulation a simplifié l'interprétation des données sur l'âge et les taux de gestation, car le nombre de chiots peut alors être comparé aux naissances attendues compte tenu du taux de gestation chez les femelles échantillonnées. Le vecteur de la population  $\mathbf{n}(t)$  décrit le nombre d'individus dans chaque classe d'âge,  $i$  ( $i = 1, 2, \dots, 36$ ), l'année  $t$ , et  $N(t)$  est la somme de  $\mathbf{n}(t)$  à travers toutes les classes d'âge. La première entrée dans le vecteur de la population ( $n(1, t)$ ) correspond aux animaux âgés d'un an, c'est-à-dire les petits nés l'année précédente qui ont survécu jusqu'à leur premier anniversaire. La dernière classe d'âge,  $i = 36$ , représente une classe pluriannuelle composée de tous les animaux âgés de plus de 35 ans. Bien que les jeunes de l'année ne soient pas directement inclus dans le vecteur de la population  $\mathbf{n}$ , leur nombre est suivi séparément en tant que la somme des reproductions des femelles adultes.

Les transitions démographiques de  $\mathbf{n}(t)$  à  $\mathbf{n}(t + 1)$  sont calculées à partir des taux vitaux variant annuellement : la fécondité ( $F$ ; la probabilité qu'une femelle donne naissance l'année  $t$ ), la survie des jeunes de l'année ( $S_0$ ; la probabilité qu'un chiot survive jusqu'à son premier anniversaire) et la survie des adultes ( $S_A$ ). Les taux de fécondité et de survie des adultes peuvent varier selon l'âge. Les calculs des taux vitaux sont décrits en détail dans les sections suivantes, et des définitions concises de tous les paramètres du modèle sont fournies dans le tableau 6.

### Survie

Nous avons utilisé une formulation proportionnelle des risques pour modéliser la survie, qui offre une manière mathématiquement cohérente d'intégrer et d'estimer plusieurs risques concurrents (p. ex. Gelfand *et al.* 2000, Heisey et Patterson 2006, Beyersmann *et al.* 2009, Brodie *et al.* 2013). Les taux de survie annuels pour les jeunes de l'année ( $S_0$ ) et les adultes ( $S_A$ ) représentent la probabilité conjointe de survivre à plusieurs risques concurrents ( $h$ ) et sont calculés comme suit :

$$S_0(t) = \exp\left(-1 \cdot \left[h_0(t) + h_{IC} + \sum_j h_{H0,j}(t)\right]\right) \quad (2)$$

$$S_A(i, t) = \exp\left(-1 \cdot \left[h_A(i, t) + \sum_j h_{HA,j}(t)\right]\right) \quad (3)$$

Les termes de risque instantané dans les équations (2) et (3) sont présumés additifs, et comprennent les risques de base pour les jeunes de l'année ( $h_0$ ) et les adultes ( $h_A$ ), les risques associés à un mauvais état des glaces pour les jeunes de l'année ( $h_{IC}$ ) et les risques associés aux prélèvements d'origine humaine (récolte ou prises accidentnelles) pour les jeunes de l'année ( $h_{H0}$ ) et les adultes ( $h_{HA}$ ). Les équations sont présentées en termes de risques log-transformés ( $\gamma$ ), ce qui permet d'exprimer divers effets sous forme de simples équations linéaires additives.

---

Les risques de base comprennent toutes les sources de « mortalité naturelle » (à l'exclusion de la mortalité liée à la glace pour les jeunes de l'année) et, pour les adultes ( $\gamma_A$ ), nous tenons également compte d'un effet de l'âge ( $i$ ) :

$$\gamma_A(i) = \alpha_0 + \alpha_1 \cdot \max(0, 10 - i) + \alpha_2 \cdot \max(0, i - 10) \quad (4)$$

Le vecteur d'âge dans l'équation (4) est recentré par la soustraction de 10 afin de simplifier l'ajustement et l'interprétation des paramètres : plus précisément,  $\alpha_0$  représente les risques de référence log-transformés pour un adulte âgé de 10 ans (selon l'hypothèse que la survie aurait dû atteindre son pic à cet âge),  $\alpha_1$  représente les risques logarithmiques supplémentaires pour les animaux plus jeunes et  $\alpha_2$  représente les risques logarithmiques supplémentaires pour les animaux plus âgés.

Pour les jeunes de l'année, nous présumons que les risques logarithmiques de base ( $\gamma_0$ ) sont équivalents à ceux d'un juvénile âgé d'un an auxquels une composante de risque est ajoutée ( $\nu$ ) :

$$\gamma_0 = \gamma_A(1) + \nu \quad (5)$$

Nous incorporons ensuite les effets de la dépendance à la densité, les facteurs environnementaux (exprimés par l'ICTNL) et d'une stochasticité supplémentaire :

$$\gamma_D = \phi_S \cdot N'(t) \cdot \exp(\delta \cdot ICTNL(t) + \epsilon_S(t)) \quad (6)$$

où le paramètre  $\phi_S$  détermine la force des effets dépendants de la densité (pour la tractabilité computationnelle, nous ramenons N à des unités de millions d'animaux, désignée par  $N'$ ),  $\delta$  détermine l'effet des conditions environnementales, et  $\epsilon_S$  représente la stochasticité (variance inexplicable) de la survie et est tirée comme une variable normale aléatoire avec une moyenne de 0 et l'écart type  $\sigma_S$ . En formulant l'équation (6), nous avons présumé que l'ampleur d'ICTNL et les autres variances inexplicées dépendent de la densité (c.-à-d. que les effets les plus importants devraient se produire à des densités de population supérieures); par conséquent, ces effets sont inclus comme des modificateurs exponentiels du terme des effets dépendants de la densité.

Pour les espèces longévives, comme le phoque du Groenland, la survie des adultes est habituellement peu sensible aux effets de la variation environnementale et de la dépendance à la densité (Gaillard *et al.* 1998, Eberhardt 2002). Nous présumons donc que les effets décrits par l'équation (6) s'appliquent aux jeunes de l'année, et nous définissons un terme de risque logarithmique correspondant pour les adultes :

$$\gamma_{DA} = \log((\exp(\gamma_D) - 1) \cdot \zeta + 1) \quad (7)$$

où le paramètre  $\zeta$  échelonne l'ampleur des effets dépendants de la densité et environnementaux pour les classes d'âge supérieures par rapport aux jeunes de l'année (p. ex. lorsque  $\zeta = 1$ , les effets sont équivalents pour les jeunes de l'année et les adultes, lorsque  $\zeta = 0$ , il n'y a pas d'effet dépendant de la densité et environnemental sur la survie des adultes).

Nous additionnons les effets logarithmiques des risques décrits dans les équations (4) à (7) et transformons par exponentiation pour obtenir les termes des risques de base pour les jeunes de l'année ( $h_0$ ) et les adultes ( $h_A$ ) :

$$h_0(t) = \exp(\omega + \gamma_0 + \gamma_D) \quad (8)$$

---


$$h_A(i, t) = \exp(\omega + \gamma_A(i) + \gamma_{DA}) \quad (9)$$

où  $\omega$  est une constante (fixée arbitrairement à -10) qui détermine un taux de mortalité minimum minimum (~0) de sorte que les autres termes additionnés dans les exponentiels représentent des logarithmes du risque relatif par rapport à ce minimum.

Les risques de mortalité liée à la glace pour les jeunes de l'année sont calculés comme une fonction d'un « indice de l'anomalie de la glace » ( $IC$ ). La forme de la relation fonctionnelle a été définie en fonction du fait que durant les années où la couverture de glace est moyenne ou supérieure à la moyenne, la mortalité est faible ou nulle, mais que durant les années où la couverture de glace est nettement inférieure à la moyenne, le taux de mortalité augmente fortement. Par conséquent, nous calculons les risques liés à la glace log-transformés ( $\gamma_{IC}$ ) pour chaque aire de reproduction,  $a$ , et chaque année,  $t$ , à l'aide d'une fonction logit mise à l'échelle :

$$\gamma_{IC}(a, t) = (-\omega + 1) \cdot \text{logit}^{-1}(-3 - \psi_a \cdot IC(a, t)) \quad (10)$$

où les paramètres  $\psi_a$  déterminent l'impact relatif des anomalies de la glace sur la mortalité pour chaque aire de reproduction ( $\psi_{Golfe}$  and  $\psi_{Front}$ ), et  $\omega$  est la constante définie précédemment ( $\omega = -10$ ). Pour calculer les risques à l'échelle de la population liés aux anomalies de la glace, nous procémons à une transformation par exponentiation et prenons la moyenne pondérée des aires de reproduction, la pondération étant déterminée par la proportion de jeunes de l'année nés dans chaque aire de reproduction ( $P(a, t)$ ) :

$$h_{IC}(t) = \sum_{a=1}^3 P(a, t) \cdot \exp(\omega + \gamma_{IC}(a, t)) \quad (11)$$

Pour les années au cours desquelles des relevés des jeunes de l'année ont été menés ( $t_S$ ), les valeurs de  $P(a, t)$  ont été calculées à partir des données de relevé; pour toutes les autres années,  $P(a, t)$  a été tirée d'une distribution de Dirichlet dont les paramètres avaient été calculés au moyen d'un pré-ajustement d'une distribution de Dirichlet (à l'aide des méthodes du maximum de vraisemblance) aux valeurs observées de  $P(a, t)$ .

Pour les jeunes de l'année et les adultes, nous calculons les risques associés à chacune des quatre sources de mortalité d'origine humaine ( $j$ ) sous forme d'effets aléatoires hiérarchiques :

$$\gamma_{H0,j}(t) \sim \text{normal}(\bar{\gamma}_{H0,j} \ \sigma_{H,j}) \quad (12)$$

$$\gamma_{HA,j}(t) \sim \text{normal}(\bar{\gamma}_{HA,j} \ \sigma_{H,j}) \quad (13)$$

où les paramètres à estimer sont les risques logarithmiques moyens liés aux prélèvements d'origine humaine pour les jeunes de l'année ( $\bar{\gamma}_{H0,j}$ ) et les adultes ( $\bar{\gamma}_{HA,j}$ ), ainsi que l'ampleur de la variation des risques d'une année à l'autre ( $\sigma_{H,j}$ ). Nous les convertissons ensuite en taux de risque par exponentiation :

$$h_{H0,j} = \exp(\omega + \gamma_{H0,j}(t)) \quad (14)$$

$$h_{HA,j} = \exp(\omega + \gamma_{HA,j}(t)) \quad (15)$$

## Fécondité

La fécondité a été calculée à l'aide d'une fonction de risques instantanés, dans un souci d'uniformité avec la formulation des taux de survie. En général, les phoques du Groenland commencent à produire des chiots à l'âge de 5 ans, ce qui signifie qu'ils peuvent commencer à s'accoupler à l'âge de 4 ans (Stenson *et al.* 2020). La fécondité selon l'âge est structurée de telle sorte que la fécondité atteint un maximum à l'âge de huit ans. La fécondité des femelles âgées de plus de 8 ans est fixée comme équivalant à  $F(8, t)$ , comme dans Tinker *et al.* (2023). Ainsi,

Pour  $1 \leq i \leq 3$  :

$$F(i, t) = 0 \quad (16)$$

Pour  $4 \leq i \leq 8$  :

$$F(i, t) = \exp(-\exp(\Omega + \beta_1 + \beta_2 \cdot (8 - i)^2 + \phi_F \cdot N'(t) \cdot \exp(\delta \cdot ICTNL(t - 1) + \epsilon_F(t)))) \quad (17)$$

Pour  $i > 8$  :

$$F(i, t) = F(8, t) \quad (18)$$

Dans l'équation (17), le paramètre  $\Omega$  est une constante fixée arbitrairement à -3 (ce qui correspond à un taux de gestation de 0,95) et les termes additifs à droite de  $\Omega$  peuvent être interprétés comme des logarithmes du risque relatif, augmentant (dans le cas des termes  $> 0$ ) ou diminuant (termes  $< 0$ ) l'inverse de la probabilité de gestation. Le paramètre  $\beta_1$  détermine le taux de gestation moyen en l'absence d'autres effets, par rapport à  $\Omega$ ,  $\beta_2$  détermine l'effet de l'âge,  $\phi_F$  détermine la force des effets dépendants de la densité,  $\delta$  détermine l'effet des conditions environnementales, selon l'hypothèse d'un décalage d'un an (c.-à-d. que la fécondité des femelles l'année  $t$  est principalement influencée par la valeur d' $ICTNL$  l'année  $t - 1$ ), et  $\epsilon_F$  représente la stochasticité (variance inexpliquée) des taux de reproduction et est modélisée comme un effet aléatoire à distribution normale avec une moyenne de 0 et un écart type  $\sigma_F$ . Pour ce qui est des taux de survie dans l'équation 6, nous avons présumé que l'ampleur d' $ICTNL$  et les autres variances inexpliquées dans l'équation 17 dépendaient de la densité; par conséquent, ces effets sont inclus comme des modificateurs exponentiels du terme des effets dépendants de la densité.

## Dynamique estimée des populations

Les taux vitaux sont organisés dans une matrice de projection structurée par âge et variable dans le temps,  $\mathbf{M}(t)$  (Caswell 2001) de  $36 \times 36$ , qui décrit toutes les transitions démographiques à l'année  $t$  :

$$\mathbf{M}(t) = \begin{bmatrix} R(1, t) & \cdots & R(34, t) & R(35, t) & R(36, t) \\ S_A(1, t) & \cdots & 0 & 0 & 0 \\ \vdots & \ddots & \vdots & 0 & 0 \\ 0 & \cdots & S_A(34, t) & \vdots & \vdots \\ 0 & \cdots & 0 & S_A(35, t) & S_A(36, t) \end{bmatrix} \quad (19)$$

Dans  $\mathbf{M}(t)$ , les termes  $R(i, t)$  de la première ligne représentent les contributions reproductives des femelles à la classe d'âge d'un an l'année suivante (selon l'hypothèse d'un sex ratio de

---

50:50), et sont donc calculés comme le produit de la fécondité selon l'âge et de la survie des jeunes de l'année :

$$R(i, t) = 0,5 \cdot F(i, t) \cdot S_0(t) \quad (20)$$

Nous calculons le vecteur de l'âge attendu l'année suivante,  $\mathbf{n}(t + 1)$ , par multiplication matricielle :

$$\mathbf{n}(t + 1) = \mathbf{M}(t) \times \mathbf{n}(t) \quad (21)$$

Pour initier le vecteur de la population à  $t = 0$ , nous multiplions l'abondance initiale estimée ( $N_0$ , un paramètre à estimer) par la distribution d'âge stable associée aux paramètres démographiques pour  $t = 1$ , compte tenu de la mortalité due à la récolte qui prévalait à ce moment-là. La distribution stationnaire par âge a été calculée en projetant la matrice  $\mathbf{M}(t)$  dans le temps jusqu'à ce que les valeurs se stabilisent.

**Prévisions du nombre de chiots, de la distribution par âge et de la mortalité due à la chasse et aux prises accidentelles**

Le nombre prévu de jeunes de l'année (JA) pouvant être dénombrés au cours d'un relevé l'année  $t$  est calculé comme suit :

$$JA.préd(t) = 0,5 \cdot \left( \sum_{i=1}^{36} n(i, t) \cdot F(i, t) \right) \cdot (S_0(t))^{\pi(t)} \quad (22)$$

L'équation (22) présume un sex ratio de 50:50 et permet une petite quantité de mortalité des nouveau-nés avant le relevé des petits; plus précisément, la fraction de la mortalité durant la première année qui survient avant le relevé est déterminée par le paramètre  $\pi(t)$ , variable annuellement, tiré d'une distribution a priori d'une moyenne de 0,05 fondée sur des travaux antérieurs, qui donne à penser que la mortalité des nouveau-nés est généralement assez faible (Sergeant 1991).

La distribution des fréquences d'âge prédictes à l'année  $t$  est calculée comme un vecteur linéaire :

$$Dist\hat{Age}.préd(t) = \frac{n(q, t)}{\sum_{i=m}^{36} n(i, t)} ; m \leq q \leq 36 \quad (23)$$

où  $m$  est l'âge minimum des adultes à considérer pour la comparaison avec les distributions par âge observées (fixé ici à 5 ans d'après l'opinion d'experts).

Pour les jeunes de l'année, la mortalité prévue due à la chasse selon la source  $j$  est calculée en deux étapes. Tout d'abord, nous calculons la fraction de toutes les mortalités de jeunes de l'année attribuable à la source  $j$  dans l'année  $t$ ,  $f_{H0,j}(t)$  :

$$f_{H0,j}(t) = \frac{h_{H0,j}(t)}{(h_0(t) + h_{IC}(t) + \sum_j h_{H0,j}(t))} \quad (24)$$

Ensuite, nous utilisons cette fraction pour calculer la récolte/les prises accidentelles déclarées prévues de jeunes de l'année ( $Hv_{0,j}.préd(t)$ ) attribuable à la source  $j$  au cours de l'année  $t$ , en soustrayant les animaux abattus et perdus du total :

---


$$Hv_{0,j,préd(t)} = 0,5 \cdot \left( \sum_{i=1}^{36} n(i,t) \cdot F(i,t) \right) \cdot (1 - S_0(t)) \cdot f_{H0,j}(t) \cdot Q_{0,j}(t) \quad (255)$$

où  $Q_{0,j}(t)$  représente la proportion de jeunes de l'année tués qui est récupérée dans la récolte (c.-à-d. 1 - taux d'animaux abattus et perdus) l'année  $t$  (voir Annexe 2).

De même, la fraction du total des mortalités d'adultes dans chaque classe d'âge, représentée par la récolte/les prises accidentelles attribuables à la source  $j$  l'année  $t$  ( $f_{HA,j}(i,t)$ ), est calculée comme suit :

$$f_{HA,j}(i,t) = \frac{h_{HA,j}(t)}{(h_A(i,t) + \sum_j h_{HA,j}(t))} \quad (26)$$

Nous remarquons que l'équation (26) présume implicitement que, pour les adultes, les prélèvements liés à la chasse pour chaque classe d'âge sont proportionnels à la structure par âge des animaux vivants (en excluant les récoltes de jeunes de l'année), et ne tient donc pas compte du biais lié à l'âge dans la chasse des adultes. Nous reprenons ensuite cette valeur pour calculer le total de la récolte/des prises accidentelles déclarées d'adultes l'année  $t$  attribuable à la source  $j$ , en soustrayant les animaux abattus et perdus du total :

$$Hv_{A,j,préd(t)} = \sum_{i=1}^{36} (n(i,t) \cdot (1 - S_A(i,t)) \cdot f_{HA,j}(i,t)) \cdot Q_{A,j}(t) \quad (27)$$

où  $Q_{A,j}(t)$  est la proportion des adultes tués par la source  $j$  qui sont récupérés dans la récolte (c.-à-d. 1 - taux d'animaux abattus et perdus) au cours de l'année  $t$ . La récolte annuelle totale prédictive pour chaque source ( $Hv_j.préd(t)$ ) est calculée comme la somme de  $Hv_{0,j,préd(t)}$  et de  $Hv_{A,j,préd(t)}$ .

## Modèle de données

Les estimations de l'abondance des jeunes de l'année observées ( $JA.obs$ ) au temps  $t$  sont présumées suivre une distribution gamma :

$$JA.obs(t) \sim \text{gamma} \left( a = \frac{(JA.préd(t))^2}{(SE_{sv}(t))^2}, b = \frac{JA.préd(t)}{(SE_{sv}(t))^2} \right) \quad (28)$$

où les estimations des erreurs associées à chaque estimation ponctuelle du relevé des jeunes de l'année ( $SE_{sv}$ ) ont été calculées avant l'ajustement du modèle selon les méthodes d'analyse des relevés (tableau 1).

Les données sur le taux de gestation chez les femelles échantillonnées sont traitées comme une variable bêta-binomiale; plus précisément, pour un échantillon de  $N$  femelles d'âge  $i$  l'année  $t$  ( $NF(i,t)$ ), il est présumé que le nombre observé de femelles en gestation ( $NPr.obs(i,t)$ ) suit une distribution bêta-binomiale avec une probabilité déterminée par les taux de fécondité estimés par le modèle et le paramètre d'échelle  $\eta$  :

$$NPr.obs(i,t) = \text{bêta.binomiale}(NF(i,t), \eta \cdot F(i,t), \eta \cdot (1 - F(i,t))) \quad (29)$$

---

Les nombres d'animaux adultes d'âge  $i$  échantillonnés l'année  $t$  ( $NC(i, t)$ ) ont été compilés dans des tableaux linéaires pour chaque année,  $Dist\hat{A}ge.obs(t) = [NC(m, t) \ NC(m + 1, t) \dots NC(36, t)]$ , où  $m = 5$ . Ces tableaux de la distribution par âge observée sont alors comparés aux vecteurs de la distribution par âge prévue par le modèle ( $Dist\hat{A}ge.préd(t)$ ). Pour tenir compte du bruit supplémentaire et de l'erreur d'échantillonnage dans les nombres par âge, nous utilisons une formulation de Dirichlet-multinomiale :

$$Dist\hat{A}ge.obs(t) \sim Dirichlet.multinomiale\left(\sum_{i=m}^{36} NC(i, t), \tau \cdot Dist\hat{A}ge.préd(t)\right) \quad (30)$$

où  $\tau$  est un paramètre de précision estimé.

Il est présumé que le nombre annuel déclaré de la récolte/prises accidentelles attribuables à la source  $j$  suit des distributions binomiales négatives paramétrées avec une moyenne et un paramètre de précision :

$$Hv_j.obs(t) = négative.binomiale(\bar{x} = Hv_j.préd(t), \xi_j(t)) \quad (31)$$

Dans l'équation (31), le paramètre de précision variable annuellement ( $\xi$ ) est calculé à partir du CV associé à chaque source de récolte/prise accidentelle :

$$\xi_j(t) = \frac{(Hv_j.préd(t))^2}{(CV_j(t) \cdot HV_j.préd(t))^2 - HV_j.préd(t)} \quad (32)$$

Ensuite, pour tenir compte des différents niveaux d'incertitude dans la composition par âge déclarée des nombres prélevés par chaque source (jeunes de l'année ou adultes), nous traitons le nombre déclaré de jeunes de l'année chassés ou capturés comme prises accidentelle comme étant tiré d'une distribution bêta-binomiale :

$$Hv_{0,j}.obs(t) = bêta.binomiale\left(Hv_j.obs(t), \kappa_j(t) \cdot \frac{Hv_{0,j}.préd(t)}{Hv_j.préd(t)}, \kappa_j(t) \cdot \left(1 - \frac{Hv_{0,j}.préd(t)}{Hv_j.préd(t)}\right)\right) \quad (33)$$

Dans l'équation (33), le paramètre de précision  $\kappa_j(t)$  a été établi pour chaque source et chaque année en fonction du niveau de certitude entourant la proportion de jeunes de l'année par rapport aux adultes déclarée dans la récolte.

### Distribution a priori et ajustement du modèle

Nous utilisons des distributions a priori vagues pour la plupart des paramètres (c.-à-d. délimités en fonction de la faisabilité biologique, mais sans information propre à l'analyse). Pour les effets de l'anomalie de la glace ( $\psi_a$ ), nous avons utilisé une distribution a priori normale permettant un large éventail de relations possibles entre les anomalies de la glace et la mortalité des jeunes de l'année (la plage interquartile pour la survie attendue des jeunes de l'année dans le cas d'une forte anomalie de la glace,  $IC = -2,5$ , était de 0,50 à 0,99). Pour le paramètre  $\zeta$ , qui relativise l'ampleur des effets dépendants de la densité et environnementaux pour les classes d'âge supérieures par rapport aux jeunes de l'année, nous avons utilisé une distribution a priori gamma avec une moyenne de 0,1 et un écart type de 0,03, reflétant notre hypothèse que les effets dépendants de la densité et environnementaux touchent principalement les jeunes de l'année et non les adultes (Gaillard *et al.* 1998). Pour le paramètre  $\pi$ , qui détermine la fraction

---

annuelle de la mortalité des jeunes de l'année avant le relevé sur les petits, nous avons utilisé une distribution a priori bêta avec une moyenne de 0,05 et un écart type de 0,03, ce qui reflète notre hypothèse selon laquelle la mortalité des nouveau-nés est généralement faible avant le relevé (Sergeant 1991). Pour le paramètre  $v$ , qui échelonne les risques de base log-transformés des jeunes de l'année par rapport à ceux des individus âgés, nous avons utilisé un a priori normal avec une moyenne de 1,1 et un écart type de 0,2, qui correspond aux estimations précédemment déclarées du ratio de mortalité des petits par rapport à la mortalité des adultes pour une densité de population faible (moyenne = 3x, étendu = 1-5x; Roff et Bowen 1983). Voir la liste complète des a priori dans le tableau 6.

Les distributions a posteriori des paramètres ont été estimées selon les méthodes de Monte Carlo par chaîne de Markov (MCCM) standard. Nous avons utilisé R (R Core Team 2024) et le logiciel Stan (Carpenter *et al.* 2017) pour coder et ajuster le modèle, en conservant 5 000 échantillons après un rodage de 300 échantillons. Nous avons évalué la convergence du modèle en examinant les tracés de 18 chaînes indépendantes et en vérifiant que le diagnostic de convergence de Gelman et Rubin ( $\hat{R}$ ) était inférieur à 1,1 pour tous les paramètres du modèle ajusté. Nous avons tracé et comparé visuellement les distributions a priori et des valeurs a posteriori pour tous les paramètres afin d'évaluer dans quelle mesure les valeurs a posteriori étaient distinctes des valeurs a priori. Nous avons vérifié graphiquement le pouvoir prédictif et la qualité de l'ajustement du modèle, en vérifiant que les distributions prédictives hors échantillon de l'abondance des jeunes de l'année, des taux de gestation chez les femelles et de la structure d'âge étaient cohérentes avec les distributions des données observées. Nous avons également calculé les valeurs  $p$  prédictives a posteriori bayésiennes pour chaque jeu de données (en utilisant les résidus de Pearson comme variables à tester pour comparer les données prédictives observées et hors échantillon), un bon ajustement du modèle étant indiqué par  $0,05 < p$  bayésienne  $< 0,95$ . Nous avons ensuite utilisé l'approximation de la validation croisée avec retrait d'un élément (bibliothèque « LOO » dans R; Vehtari *et al.* 2017) pour estimer la densité prédictive logarithmique attendue pour un nouvel ensemble de données et appliqué le diagnostic de Pareto-k pour identifier les observations ayant une influence excessive sur la valeur a posteriori commune.

À titre de contrôle supplémentaire de la qualité de l'ajustement, nous avons créé des projections rétrospectives « hors échantillon » de la dynamique de la population pour les comparer aux projections du modèle ajusté. Plus précisément, pour chaque projection hors échantillon, nous avons initié une « nouvelle » population de 1951 à  $N_0$ , puis l'avons projetée pour  $T$  années avec le modèle de processus paramétré en tirant dans les valeurs a posteriori communes de tous les paramètres et avec des effets aléatoires hiérarchiques tirés de leurs distributions d'échantillonnage appropriées (sauf pour les paramètres du risque de récolte hiérarchiques, qui avaient été fixés à leurs moyennes estimées). Dans le cas d'un modèle bien ajusté, la tendance de l'abondance avec le meilleur ajustement devrait se situer dans la distribution des projections rétrospectives hors échantillon.

Nous résumons les résultats de l'ajustement du modèle en présentant la moyenne, l'écart type, la médiane et les intervalles de crédibilité à 95 % pour les distributions a posteriori des paramètres (tableau 7).

## ANALYSE DU MODÈLE ET PROJECTIONS DE LA RÉCOLTE

Premièrement, nous avons utilisé le modèle pour estimer la production de chiots en 2022 (année du relevé des chiots) et l'abondance de la population,  $N$ , en 2024 (année en cours). Deuxièmement, nous avons évalué l'état du stock en vertu de la SGPA (MPO 2003) et de la SGPA-R (MPO 2025). Troisièmement, nous avons projeté le MPI dans le temps selon divers scénarios de niveaux et de composition de la récolte commerciale (Canada atlantique), tout en

tenant compte de la variation prévue dans les autres sources de mortalité d'origine humaine, ainsi que dans les conditions environnementales et de l'état des glaces (voir les détails plus loin). Quatrièmement, nous avons estimé les niveaux de récolte qui respecteraient les objectifs de gestion et les règles de contrôle des prises en vertu de la SGPA-R et de la SGPA. Cinquièmement, nous avons calculé le prélèvement biologique potentiel.

### Stratégie de gestion du phoque de l'Atlantique (SGPA)

Dans le cadre de la SGPA actuelle, l'objectif est de s'assurer, avec une probabilité de 80 %, que la population demeure au-dessus du point de référence de précaution (PRP), qui correspond à 70 % de la taille maximale de la population estimée sur l'ensemble de la série temporelle ( $N_{max}$ ,  $N_{70} = 0,7 \cdot N_{max}$ ), pendant une période prospective (ci-après appelée « intervalle de projection ») de 15 ans.  $N_{max}$  a été calculée comme la taille maximale de la population estimée par le MPI sur l'ensemble de la série temporelle. Si  $N_{actuelle} < N_{70}$ , la règle de contrôle des prises doit fixer la récolte à un niveau qui permettrait à la population d'atteindre et de dépasser  $N_{70}$  en 10 ans, avec une probabilité de 80 %.

### Stratégie de gestion du phoque de l'Atlantique révisée (SGPA-R)

Selon la SGPA-R,  $N_{max}$  est remplacée par  $K$ .  $K$  est estimée en projetant le modèle de population dans le temps en l'absence de récolte jusqu'à ce que la stabilité de l'abondance de la population atteigne un équilibre dynamique, la stochasticité environnementale, les effets climatiques (ICTNL) et les anomalies de la glace (IC) variant tous en fonction de leur distribution observée sur l'ensemble de la série temporelle passée. La valeur asymptotique moyenne à cet équilibre dynamique correspond à la moyenne à long terme de  $K$ . Le PRP est encore  $N_{70}$ , mais ici, il est défini comme 70 % de  $K$ . Comme selon la SGPA, l'objectif de gestion est que la population demeure supérieure à  $N_{70}$  pendant une période prospective de 15 ans. La règle de contrôle des prises doit ramener la population au PRP dans un délai de 1,5 générations ( $T$ ) avec une probabilité de 80 %. Le temps de génération,  $T$ , représente l'âge moyen des femelles reproductrices dans la population et est calculé selon Bienvenu et Legendre (2015) :

$$T = 1 + \frac{\nu S w}{\nu F w} \quad (34)$$

où  $w$  et  $\nu$  sont les vecteurs propres droit et gauche associés à la valeur propre dominante de la matrice  $A$ .  $S$  et  $F$  sont les matrices de survie et de fécondité obtenues en décomposant la matrice  $A$ , avec  $A = F + S$ . Il est important de noter que les valeurs de survie et de fécondité ne sont pas fixes tout au long de la série temporelle, mais qu'elles varient plutôt en fonction des conditions environnementales et de la densité. Par conséquent, les matrices  $S$  et  $F$ , ainsi que  $\nu$  et  $w$ , sont également variables dans le temps, ce qui entraîne une variation de  $T$ . En général,  $T$  devrait être positivement corrélé avec la densité de population. Pour une population proche de la capacité de support du milieu, nous avons calculé la durée de génération (à l'aide de l'équation 35) comme  $T = 19$  ans. La multiplication de  $T$  par 1,5 donne un intervalle de projection de 29 ans, qui a été arrondi à 30 ans dans les projections.

### Prévisions de récolte selon la SGPA et la SGPA-R

Les prévisions de récolte selon la SGPA et la SGPA-R ont été établies en simulant des niveaux de récolte au Canada atlantique allant de 1 000 à 500 000 phoques par année et en présumant trois compositions par âge possibles pour la récolte :

1. 95 % de jeunes de l'année et 5 % d'adultes;

- 
2. 90 % de jeunes de l'année et 10 % d'adultes;
  3. 50 % de jeunes de l'année et 50 % d'adultes.

Pour chaque combinaison de niveau de récolte et de la composition de celle-ci, nous avons effectué 1 000 simulations. Pour chaque simulation, les projections ont été établies en fonction de la structure du MPI avec des paramètres tirés au hasard à partir de la distribution a posteriori jointe découlant de l'ajustement du MPI.

Plusieurs hypothèses sur les états futurs des variables durant l'intervalle de projection ont dû être émises.

- **Prélèvements** : Les prélèvements résultant des prises accidentnelles, de la récolte au Groenland et de la récolte dans l'Arctique canadien ont été tirées au hasard à partir des distributions des valeurs observées au cours des 10 dernières années de la série temporelle dans les projections. Nous avons donc présumé que les prélèvements par ces sources ne changeraient pas. Cependant, pour la récolte au Canada atlantique, nous avons projeté le modèle en fonction de différents niveaux de récolte futurs.
- **Distribution des naissances** pour l'impact de la couverture de glace sur la mortalité des jeunes de l'année: Selon le décompte de chiots, la proportion moyenne de chiots nés dans chaque aire de mise bas était, en moyenne, de 0,17, 0,07 et 0,76 pour le sud du golfe, le nord du golfe et le Front, respectivement. Pour les projections, ces proportions ont été arrondies à 0,15, 0,05 et 0,80, respectivement, et pouvaient varier d'une année à l'autre selon une distribution de Dirichlet, la précision étant déterminée par la variation historique observée .
- **Conditions environnementales** : Les valeurs pour l'ICTNL, les anomalies de la glace et la stochasticité environnementale ont été tirées de la distribution des valeurs observées sur l'ensemble de la série temporelle. Cependant, un changement de régime s'est produit dans l'Atlantique Nord-Ouest entre le début et le milieu des années 1990, avec une brève période de forçage climatique transitoire (Buren *et al.* 2014). En raison de ce changement de régime, nous pensons que les conditions environnementales futures seront probablement comparables à celles d'après 1995. Pour en tenir compte, nous avons utilisé une fonction de pondération logistique avec un point d'infexion fixé à 1995 (figure 5) pour ajuster la probabilité d'échantillonner des valeurs antérieures. Ainsi, les conditions environnementales dans les projections simulées étaient plus semblables à celles qui prévalaient après 1995 qu'avant 1995.
- **Anomalies de la glace (IC)** : Outre la fonction de pondération logistique, nous avons également exploré l'incidence de la prise en compte des changements prévus dans l'état des glaces en lien avec les changements climatiques. Il existe plusieurs scénarios de changement climatique (GIEC 2023). Le profil représentatif d'évolution de concentration 8.5 (RCP 8.5) est considéré comme un scénario d'émissions de gaz à effet de serre très élevées, avec un forçage radiatif pouvant atteindre 8,5 W/m<sup>2</sup> d'ici 2100. Le profil RCP 8,5 est le pire des scénarios, mais il correspond bien à la tendance à la baisse de l'état des glaces observée dans les aires de mise bas du phoque du Groenland entre 1980 et 2015 (Han *et al.* 2015, 2019). De ce fait, dans nos projections des anomalies de la glace pour l'avenir, nous avons calculé la tendance linéaire de notre indice des anomalies de la glace entre 1980 et 2024 et avons extrapolé cette tendance à l'intervalle de projection afin de simuler le scénario RCP 8.5. La pente de la réduction des anomalies de la glace était de -0,33 dans notre ensemble de données. Nous présentons les résultats en utilisant à la fois l'état des glaces non ajusté (mais pondéré dans le temps, que nous appelons « état futur des glaces reflétant la variabilité récente ») et l'état des glaces projeté par les changements

---

climatiques (que nous appelons « état futur des glaces selon le profil RCP 8.5 ») dans nos projections.

Les objectifs de gestion consistent à avoir une probabilité de 80 % que la population demeure au-dessus de  $N_{70}$  pendant l'intervalle de projection ou, si elle est inférieure, à faire en sorte que la population atteigne ou dépasse  $N_{70}$  à la fin de l'intervalle de projection. Le calcul du niveau de récolte diffère entre les deux approches. On présume que la population demeure au-dessus de  $N_{70}$  pendant l'intervalle de projection si 80 % des simulations entre toutes les années sont supérieures à  $N_{70}$ . On présume que la population a atteint ou dépassé  $N_{70}$  si 80 % des simulations de la dernière année de l'intervalle de projection sont supérieures à  $N_{70}$ .

### Scénario de croissance positive

Nous avons également exploré une autre approche qui offrirait une probabilité de 95 % de croissance positive nette. Pour chaque simulation, nous avons calculé le taux de croissance asymptotique de la population ( $\lambda$ ) chaque année en divisant la taille de la population à  $t + 1$  par la taille de la population au moment  $t$ . Le taux de croissance instantané de la population,  $r$ , a été calculé selon la formule  $r = \log(\lambda)$ . Nous avons présumé un taux de croissance positif au cours de l'intervalle de projection si 95 % de la distribution de la valeur moyenne de  $r$  (pendant la période de projection) était au-dessus de 0.

### PRÉLÈVEMENT BIOLOGIQUE POTENTIEL (PBP)

L'approche du PBP vise à déterminer les niveaux de prélèvement qui induiraient une probabilité de 95 % que la population dépasse le niveau maximal de productivité nette ou, si elle est supérieure à ce niveau, qu'elle le reste sur une période de 100 ans. Le PBP est estimé comme suit :

$$PBP = 0,5 \cdot R_{max} \cdot F_R \cdot N_{min} \quad (35)$$

où  $R_{max}$  est le taux maximal d'augmentation de la population,  $F_R$  est un facteur de rétablissement (variant entre 0 et 1) et  $N_{min}$  est le 20<sup>e</sup> centile de la distribution log-normale de l'estimation la plus récente de la taille de la population (Wade 1998). La valeur par défaut utilisée pour  $R_{max}$  pour les pinnipèdes est 12 % (Wade et Angliss 1997). Dans les lignes directrices révisées pour le calcul du PBP au Canada (Lang *et al.* Sous presse), il est recommandé, lorsqu'il est possible d'obtenir une estimation fiable, d'utiliser la valeur de  $R_{max}$  associée au stock évalué pour calculer le PBP. Nous avons donc utilisé le MPI pour estimer  $R_{max}$  ( $R_{max\_est}$ ) et calculé le PBP en utilisant à la fois l'estimation par défaut  $R_{max}$  ( $R_{max\_théo}$ ) et l'estimation modélisée ( $R_{max\_est}$ ). La valeur pour  $F_R$  est choisie en fonction de l'état du stock, conformément aux règles de décision présentées dans le tableau 1 du document MPO (2025).

## RÉSULTATS

L'ajustement du modèle a produit des chaînes bien mélangées, avec  $\hat{R} \leq 1,1$  pour tous les paramètres (tableau 7). Les valeurs de  $p$  bayésiennes et la vérification graphique des valeurs a posteriori ont indiqué une cohérence entre les distributions observées et hors échantillon pour les données sur le taux de gestation et la structure d'âge, mais les contrôles prédictifs des valeurs a posteriori ont échoué pour les données de relevé des chiots (valeur  $p$  bayésienne = 0,96; figure A1) et les valeurs de Pareto-k étaient supérieures à 1 pour trois observations. Avec un rééchelonnement de la variance de l'observateur par un facteur de 3 dans l'ensemble de données sur la production de petits, toutes les observations ont obtenu des valeurs de Pareto-k inférieures à 1, avec des effets négligeables sur la plupart des estimations

---

de paramètres (Tinker *et al.* en cours d'examen). Nous avons donc conservé la variance d'observation. Les distributions des valeurs a posteriori étaient distinctes des distributions a priori pour tous les paramètres (figure A2), sauf pour  $\zeta$  et  $\nu$  (qui avaient tous deux des valeurs a priori très informatives), ainsi que pour  $\alpha_0$  et  $\psi_1$  (dont les distributions a priori et des valeurs a posteriori indiquaient une mortalité minimale chez les adultes d'âge moyen en l'absence d'autres effets et une augmentation attendue du taux de survie lorsque les anomalies de la glace sont positives). La distribution des projections rétrospectives hors échantillon des tendances démographiques concordait avec la projection la mieux ajustée (figure A3). Les données sur les prélèvements contribuaient davantage aux résultats du modèle que d'autres sources de données (figure A4). Le tableau 7 présente les statistiques détaillées pour les paramètres du modèle.

Les anomalies de la glace montraient d'importantes fluctuations interannuelles, avec une tendance notable vers des années plus anormales au fil du temps. Depuis 2000, 18 et 20 années (sur 23) étaient inférieures au niveau de référence de 1969 à 2000 pour le golfe et le Front, respectivement (figure 4A). La pente de la réduction des anomalies de la glace entre 1998 et 2024 était de -0,33 unité d'anomalie de la glace par année. Cette valeur a été utilisée pour projeter l'état futur des glaces dans le scénario « État futur des glaces selon le profil RCP 8.5 ».

L'ICTNL a également varié sur la durée de la série temporelle (figure 4B). Les valeurs étaient inférieures à la moyenne de 1970 à 1995. Depuis, l'ICTNL est principalement supérieur à la moyenne (17 années sur 28), dénotant des conditions chaudes ces dernières années.

Les anomalies de la glace négatives (valeurs négatives d'IC, indiquant état des glaces plus mauvais) ont été associées à des augmentations importantes de la mortalité des jeunes de l'année, en particulier au Front (figure 6). L'ICTNL expliquait également la variation des taux vitaux : il y avait une relation négative entre l'ICTNL et les taux de gestation ainsi que la survie des jeunes de l'année (figure 7).

Les estimations fondées sur le modèle des prélèvements totaux correspondaient bien aux observations (figure 6). Le modèle a révélé plusieurs changements dans la composition des prélèvements au fil du temps. Dans les dernières années, les proportions d'adultes dans les prélèvements totaux annuels étaient proches de 50 %, pour deux raisons : d'une part, la chasse au Groenland, qui vise principalement les adultes, a augmenté au cours de la série temporelle et, d'autre part, la chasse au Canada atlantique, qui vise surtout les jeunes de l'année, a diminué depuis 2008 (tableau 4). En moyenne sur l'ensemble de la série temporelle, les prélèvements représentaient la source de mortalité la plus importante pour les jeunes de l'année (figure 7A). Toutefois, la mortalité dépendante de la densité a augmenté considérablement depuis 1995, et les anomalies de la glace et les effets du climat (ICTNL) représentent également une fraction croissante de la mortalité des jeunes de l'année depuis 2000 (figure 7A). Chez les adultes, la dépendance à la densité, les anomalies de la glace et l'ICTNL ont très peu contribué aux fluctuations de la mortalité (figure 7B). Les prélèvements au Canada atlantique ont constitué la principale source de mortalité jusqu'en 1982 environ, année où ceux au Groenland ont pris plus d'importance à mesure que les prélèvements d'adultes diminuaient au Canada. Ces dernières années, c'est la chasse au Groenland qui a contribué le plus à la mortalité des adultes. Très peu d'adultes sont capturés au Canada.

La structure d'âge a subi un important changement entre 2000 et 2015 (figure 2), les données empiriques et les estimations modélisées indiquant que la proportion d'adultes âgés de 5 à 15 ans (c.-à-d. les jeunes adultes) a fortement diminué au cours de cette période (figure 10).

---

Les estimations modélisées et les données empiriques suggèrent qu'il pourrait y avoir une proportion croissante de jeunes adultes dans la population depuis environ 2019.

Les taux de reproduction ont diminué depuis le début de la série temporelle (figure 11). Dans les 20 dernières années, les estimations modélisées ont révélé des fluctuations plus importantes et moins régulières des taux de reproduction, bien que la moyenne globale semble s'être stabilisée autour de 0,55.

Dans l'ensemble, les prévisions modélisées de la production de chiots concordaient avec les estimations provenant des relevés aériens (figure 12). Entre les années de relevé, le modèle estimait souvent une tendance à la hausse qui ne correspondait pas au relevé suivant sur la production de chiots. Toutefois, pendant les années de relevé, le modèle ajustait la production de petits pour qu'elle corresponde aux observations, ce qui a entraîné plusieurs pics dans les prévisions modélisées sur l'ensemble de la série temporelle. La production de chiots en 2022 (année de relevé) a été estimée à 618 600 (IC à 95 % = 494 900-735 500; figure 12).

En se basant sur toutes les sources d'information, le modèle a estimé que l'abondance de la population avait augmenté rapidement dans les années 1970 et avait atteint un pic en 1998 à 7,54 millions de phoques (IC à 95 % = 6,75 - 8,42; figure 13). Depuis, la population a diminué, avec une courte période de stabilité relative entre 2009 et 2019. L'estimation modélisée de l'abondance de la population en 2019 était de 5,65 millions de phoques (IC à 95 % = 4,78 - 6,63). L'abondance de la population en 2024 (année en cours) a été estimée à 4,44 millions de phoques (IC à 95 % : 3,65 - 5,35; figure 13), soit un déclin par rapport à 2019 à un taux de 4,7 % (IC à 95 % : 2,14 - 7,45 %) par année.

## PROJECTIONS DE LA RÉCOLTE

Les paramètres de référence et les niveaux de récolte qui respecteraient les objectifs de la SGPA et de la SGPA-R, de même que les règles de contrôle des prises, sont présentés dans le tableau 8 et le tableau 9, respectivement.

### Stratégie de gestion du phoque de l'Atlantique (SGPA)

$N_{max}$  et le PRP ( $N_{70} = 0,7 \times N_{max}$ ) étaient de 7,52 (IC à 95 % = 6,81 - 8,35) et de 5,26 (IC à 95 % = 4,77 - 5,84) millions de phoques, respectivement. Le PRL ( $N_{30} = 0,3 \times N_{max}$ ) a été estimé à 2,26 (IC à 95 % = 2,04 - 2,50) millions de phoques. Il y a une probabilité de 96 % que l'abondance de la population en 2024 soit inférieure au PRP et se situe donc dans la zone de prudence (figure 13A). Les projections prospectives fondées sur l'hypothèse que l'état des glaces demeurera semblable aux observations antérieures (« État futur des glaces reflétant la variabilité récente ») ou qu'il déclinera au fil du temps (« État futur des glaces selon le profil RCP 8.5 ») indiquent qu'aucun niveau de récolte ne permettrait à la population d'atteindre ou de dépasser le PRP en 10 ans avec une probabilité de 80 % (tableau 9; figures 14A, 14C).

### Stratégie de gestion du phoque de l'Atlantique révisée (SGPA-R)

$K$  et le PRP ( $N_{70} = 0,7 \times K$ ) étaient de 6,86 (IC à 95 % = 5,27 - 8,48) et de 4,80 (IC à 95 % = 3,69 - 5,94) millions de phoques, respectivement (tableau 8). Le PRL ( $N_{30} = 0,3 \times K$ ) a été estimé à 2,06 (IC à 95 % = 1,58 - 2,55) millions de phoques. Il y a une probabilité de 80 % que l'abondance estimée de la population en 2024 soit inférieure au PRP et se situe donc dans la zone de prudence (figure 13B).

Dans le scénario « État futur des glaces reflétant la variabilité récente », les niveaux de récolte variant entre 113 000 phoques (50 % de jeunes de l'année) et 253 000 phoques (95 % de jeunes de l'année) par année entraîneraient une probabilité de 80 % que la population atteigne

---

ou dépasse le PRP en 1,5 génération (tableau 9; figure 14B). Ces niveaux chuteraient à 90 000 phoques (50 % de jeunes de l'année) et à 208 000 phoques (95 % de jeunes de l'année) animaux dans le scénario « État futur des glaces selon le profil RCP 8.5 » (tableau 9, figure 14D).

### Scénario de croissance positive

Dans le scénario « État futur des glaces reflétant la variabilité récente », les niveaux de récolte variant entre 57 000 phoques (50 % de jeunes de l'année) et 134 000 phoques (95 % de jeunes de l'année) par année permettraient, avec une probabilité de 95 %, à la population d'afficher une croissance positive (tableau 9). Ces niveaux chuteraient à 40 000 phoques (50 % de jeunes de l'année) et 87 000 phoques (95 % de jeunes de l'année) selon le scénario « État futur des glaces selon le profil RCP 8.5 ».

### PRÉLÈVEMENT BIOLOGIQUE POTENTIEL (PBP)

La taille minimale estimée de la population ( $N_{min}$ ) en 2024 était de 4,1 millions de phoques. La valeur de  $R_{max\_est}$  était de 0,15 (IC à 95 % : 0,14 - 0,16 ; tableau 8), au-dessus de la valeur par défaut de  $R_{max\_théo}$  pour les pinnipèdes (0,12).

La valeur de  $F_R$  a été sélectionnée conformément aux lignes directrices révisées pour le calcul du PBP au Canada (Lang *et al.* Sous presse). Pour une population présentant une tendance à la baisse et dont l'état actuel du stock est supérieur à 0,5  $K$  mais inférieur à 0,7  $K$ , la valeur de  $F_R$  est de 0,75 pour une valeur estimée de  $R_{max\_est}$  supérieure à la valeur par défaut et de 0,5 lorsque la valeur par défaut de  $R_{max\_théo}$  est utilisée.

Le PBP calculé à l'aide de  $R_{max\_est}$  (0,15) et d'une valeur de  $F_R$  de 0,75 était de 228 400 phoques (nombre arrondi à la centaine près). Le PBP calculé à l'aide de la valeur par défaut de  $R_{max}$  ( $R_{max\_théo}$ , 0,12) et une valeur de  $F_R$  de 0,5 était de 121 800 phoques. Ces valeurs comprennent les prélèvements de toutes les sources, y compris les prises déclarées (Canada atlantique, Arctique canadien et Groenland), les animaux abattus et perdus (tués, mais non récupérés ou déclarés) et les prises accidentelles au Canada et au Groenland, et reposent sur l'hypothèse que les compositions par âge et par sexe des prises correspondent à celles de la population.

### DISCUSSION

Le MPI incorpore des renseignements provenant de plusieurs sources (production de chiots, prélèvements, structure d'âge, taux de reproduction et indices des glaces et du climat) afin de prédire l'abondance et les tendances de la population de phoques du Groenland de l'Atlantique Nord-Ouest (Tinker *et al.* 2023). Dans cette évaluation, la taille maximale de la population a été estimée à 7,5 millions de phoques, un nombre supérieur à celui estimé dans la dernière évaluation (6,6 millions; Tinker *et al.* 2023). Ce résultat découle de l'inclusion de renseignements actualisés dans le modèle. Cependant, le pic d'abondance était prévu à un moment semblable (1998 dans l'évaluation actuelle contre 1997 dans l'évaluation précédente). Dans l'évaluation précédente, le modèle avait prédit une période de stabilité de 2010 à 2019. Une période de stabilité semblable est détectée dans la nouvelle évaluation, mais après 2019, la tendance estimée redevient négative, ce qui concorde avec la baisse estimée de la production de chiots en 2022 (Goulet *et al.* Sous presse).

Dans cette évaluation, les anomalies de la glace ont été calculées comme la moyenne des anomalies entre deux périodes, la période de mise bas et celle suivant le sevrage, ce qui correspond approximativement à une mesure intégrée de la stabilité de la plateforme de glace.

---

Notre calcul des anomalies de la glace tient compte de deux éléments : les petits ont besoin d'une plateforme de glace stable à leur naissance et durant les premières semaines de leur vie, pendant qu'ils développent la capacité physiologique de se nourrir de façon autonome; certaines années, l'état des glaces s'est détérioré pendant la période suivant la mise bas. L'objectif de ce calcul était de mieux refléter la qualité de la plateforme de glace et de fournir des renseignements sur la longévité de la glace, qui est influencée par les tempêtes et la débâcle printanière imminente, durant la période critique pour les jeunes de l'année (Tinker *et al.* 2023). Nous avons constaté que les années où la couverture de glace est anormalement faible dans le golfe du Saint-Laurent et le Front sont associées à des augmentations de la mortalité des jeunes de l'année, bien que les effets des anomalies de la glace semblent être les plus importants pour le Front, probablement parce que c'est là où a lieu la majorité des mises bas. Ces résultats concordent avec ceux de l'évaluation précédente qui reposait sur une anomalie de la glace pendant toute la saison hivernale (Tinker *et al.* 2023).

La zone au large de Terre-Neuve et du Labrador devrait être libre de glace d'ici 2060 (Han *et al.* 2015) et le golfe est déjà entré dans une période avec certains hivers sans glace (Galbraith *et al.* 2024). Nos simulations reposent sur deux hypothèses concernant l'état futur des glaces :

1. l'état des glaces demeurera semblable à celui observé récemment;
2. l'état des glaces se détériorera davantage, comme prévu dans Han *et al.* (2015).

Selon l'hypothèse retenue, les niveaux de récolte qui satisferaient à la SGPA-R varient considérablement, avec un plus grand potentiel de récolte dans des conditions qui reflètent la variabilité récente par rapport aux états futurs des glaces prévus dans les scénarios de changement climatique, comme le scénario RCP 8.5.

Les scénarios futurs présentés ici sont conformes à la dynamique des taux vitaux déjà observée et aux effets environnementaux et anthropiques. Toutefois, ils pourraient être considérés comme trop optimistes. En effet, même si nous avons tenu compte de l'effet des états changeants des glaces en réponse aux changements climatiques dans nos projections, nous n'avons pas tenté de tenir compte des tendances futures de l'ICTNL. Cet indice intègre les données de 10 paramètres environnementaux pour l'Atlantique Nord-Ouest et, à ce titre, fournit un indice général des conditions environnementales sur une base annuelle (Cyr et Galbraith 2021). Les changements climatiques devraient avoir une incidence sur la dynamique future de plusieurs des variables environnementales incluses dans l'ICTNL et, par conséquent, sur les valeurs futures de l'indice. Par exemple, les hausses prévues de la température de l'eau (Han *et al.* 2015, Lavoie *et al.* 2020), l'une des composantes de l'ICTNL, entraîneront probablement d'autres augmentations de cet indice. Nos résultats montrent que l'ICTNL exerce une forte influence sur les taux de gestation et de survie des jeunes de l'année, et donc sur les taux de recrutement chez le phoque du Groenland. De plus, ces dernières années, l'ICTNL a eu un effet beaucoup plus grand sur la survie des jeunes de l'année que sur l'état des glaces et même sur les prélèvements certaines années. Compte tenu des effets négatifs des valeurs positives de l'ICTNL sur la démographie du phoque du Groenland, une tendance à la hausse de cet indice environnemental aura probablement d'autres conséquences négatives pour les phoques du Groenland de l'Atlantique Nord-Ouest et un suivi étroit s'impose donc.

La population actuelle compte une forte proportion de femelles âgées (plus de 23 ans; Tinker *et al.* 2023), probablement en raison de multiples facteurs. Tout d'abord, et c'est le plus important, l'intense récolte ciblant les jeunes de l'année de 1995 à 2008 a contribué à réduire les cohortes correspondantes. Ensuite, lorsqu'une population est près de la capacité de support, la survie des juvéniles et la fécondité des adultes diminuent (Gaillard *et al.* 1998, Festa-Bianchet *et al.* 2003) et l'âge de la première reproduction augmente (Jorgenson

---

et al. 1993). Ainsi, la structure d'âge se décale vers les classes d'âge supérieures comme mécanisme de régulation (Eberhardt 2002). Le contexte environnemental dans lequel vit maintenant la population de phoques du Groenland de l'Atlantique Nord-Ouest a radicalement changé depuis le pic d'abondance de la fin des années 1990. Sa capacité à se rétablir est désormais limitée par l'interaction entre les changements environnementaux, les prélèvements et les faibles taux de recrutement. Si les femelles âgées ne sont pas remplacées par des adultes plus jeunes avant leur mort ou la sénescence reproductive, la capacité de la population à se rétablir sera réduite sous les pressions environnementales actuelles.

Malgré les tendances négatives actuelles et les répercussions croissantes des facteurs environnementaux, il peut y avoir certaines raisons d'être optimiste quant au potentiel de rétablissement futur. Dans les cinq dernières années, la structure d'âge semble tendre à revenir vers des individus plus jeunes (figure 8). Si ces jeunes phoques survivent jusqu'à la maturité sexuelle, cela augmentera le potentiel futur de production de petits. Le suivi continu de la structure d'âge dans la prochaine décennie aidera à dissiper l'incertitude, un retour à une proportion élevée de jeunes phoques (c.-à-d. la structure par âge qui prévalait avant 2000) signalant un potentiel de croissance accru.

L'importance relative des facteurs de mortalité pour les jeunes de l'année a considérablement changé sur la série temporelle (Tinker et al. en cours d'examen). Entre 1950 et 1985, les prélèvements étaient le principal facteur de mortalité des jeunes de l'année. Depuis les années 2000, la mortalité des jeunes de l'année s'explique par une combinaison de facteurs, dont les prélèvements, les facteurs environnementaux, la dépendance à la densité et d'autres causes inexpliquées. Les prélèvements ne sont plus la cause la plus importante de la mortalité des jeunes de l'année et nous constatons maintenant que les conditions environnementales (ICTNL et anomalies de la glace) contribuent beaucoup plus à la mortalité globale des jeunes de l'année que les prélèvements.

L'avis formulé ici concerne la récolte dans le Canada atlantique. Il présume que les chasses dans l'Arctique canadien et au Groenland demeureront inchangées par rapport aux 10 dernières années. À l'heure actuelle, on estime que la chasse au Groenland (environ 50 000 phoques récoltés par année) représente environ 55 % des prélèvements totaux et nous avons présumé que 75 % des phoques chassés au Groenland sont des adultes. Sur la base que la survie des adultes est le paramètre démographique auquel le taux de croissance de la population est le plus sensible (Gaillard et al. 1998), la récolte au Groenland est la composante des prélèvements qui devrait avoir le plus grand effet sur le rétablissement de la population actuelle. Cependant, le pourcentage de jeunes de l'année (et inversement des adultes) dans les prises du Groenland après 1984 est inconnu. Nous avons présumé qu'il était de 25 %, soit la moyenne des cinq années précédentes (de 1980 à 1984), en nous fondant sur les indications d'un changement allant vers une diminution des jeunes de l'année dans la récolte du Groenland après 1984 (Kapel 1999). La remise en question de cette hypothèse a des effets importants sur l'abondance et les tendances passées et actuelles. En effet, une analyse de sensibilité montre que si la récolte au Groenland était composée à 0 % de jeunes de l'année (donc à 100 % d'adultes), l'abondance de la population en 2024 serait de 2,9 millions de phoques. En revanche, si les prises au Groenland étaient composées à 40 % de jeunes de l'année (donc à 60 % d'adultes), l'abondance de la population en 2024 serait de 4,9 millions de phoques (figure 15). Il serait important d'améliorer notre capacité de classer les phoques récoltés au Groenland en jeunes de l'année et en adultes pour mieux comprendre l'état passé et actuel de la population, mais aussi pour prévoir l'abondance future du stock.

Une autre source d'incertitude vient du fait que les projections des prélèvements étaient fondées sur des tirages aléatoires des conditions environnementales à partir de la distribution des valeurs passées observées sur l'ensemble de la série temporelle. Cette méthode de

---

sélection ne tient pas compte de la possibilité d'autocorrélation temporelle dans les conditions environnementales et, par conséquent, une série d'années consécutives de bonnes ou de mauvaises conditions ne serait pas apparue dans les projections.

L'objectif de gestion actuel, qui consiste à avoir une probabilité de 80 % que l'abondance de la population demeure supérieure au PRP ( $N_{70}$ ) pendant 15 ans, ne peut être atteint compte tenu de l'état et de la tendance actuels de la population. En effet, l'abondance de la population en 2024 est déjà inférieure au PRP, quelle que soit la définition du PRP que l'on utilise (SGPA ou SGPA-R). Les deux stratégies de gestion stipulent que lorsque l'abondance de la population est inférieure au PRP, des mesures doivent être prises pour amener la population au-dessus du PRP. Nos simulations indiquent que la règle de contrôle des prises proposée dans la SGPA, qui consiste à permettre à la population d'atteindre ou de dépasser le PRP d'ici 10 ans, n'est pas réalisable.

La SGPA-R et la règle de contrôle des prises correspondante offrent plus de flexibilité en termes de niveaux de récolte. Pour une récolte composée à 90 % ou 95 % de jeunes de l'année, des niveaux de récolte de 177 000 ou 205 000 phoques permettraient d'atteindre les objectifs de la SGPA-R dans le scénario climatique futur le plus pessimiste. Ces valeurs de la règle de contrôle des prises sont plus élevées que les valeurs correspondantes recommandées dans la SGPA, et ce, pour deux raisons. Tout d'abord, le PRP est fixé à une valeur inférieure dans la SGPA-R parce que la valeur estimée de  $K$  est inférieure à  $N_{max}$ . Selon les directives du MPO,  $K$  devrait être calculée sur la plus longue période possible tout en tenant compte de la variation des conditions environnementales contemporaines (Lang *et al.* Sous presse). Il est ainsi possible que l'abondance de la population ait dépassé la moyenne de  $K$  à un moment donné de la série temporelle. Ensuite, selon la SGPA-R, le délai pour réaliser les différents objectifs est plus long, avec une période de 30 ans (1,5 durée de génération) pour atteindre ou dépasser le PRP. Un autre objectif fondé sur le modèle de projection propre à la population de phoques du Groenland de l'Atlantique Nord-Ouest et au climat projeté serait simplement d'avoir une forte probabilité (95 %) d'augmentation de la population. Cela permettrait également une récolte commerciale dans le Canada atlantique, bien qu'inférieure à la règle de contrôle des prises proposée dans la SGPA-R. Les niveaux de récolte permettant une croissance positive seraient de 70 000 et 82 000 phoques par année, si l'on tient compte des prises composées à 90 % et 95 % de jeunes de l'année, respectivement, selon le scénario climatique futur le plus pessimiste.

En estimant le PBP, conformément aux recommandations du MPO (2025), nous avons utilisé le MPI pour estimer le taux de croissance maximal de la population ( $R_{max,est}$ ) comme solution de recharge à la valeur par défaut de 0,12 utilisée pour les pinnipèdes. Le MPI a permis d'estimer  $R_{max,est}$  à 0,15. Härkönen et ses collaborateurs (2002) ont estimé que le taux intrinsèque de croissance de la population,  $\lambda_{max}$ , ne devrait pas dépasser 13 % chez les vrais phoques ou, de façon équivalente, que  $R_{max}$  ne devrait pas dépasser 12 %, et qu'une valeur déclarée de  $R_{max}$  supérieure à cette valeur devrait être considérée comme indiquant une structure démographique non stable. L'estimation modélisée plus élevée de  $R_{max}$  reflète le taux d'augmentation soutenu très élevé observé entre 1980 et 1995, une tendance plus conforme à l'estimation de 0,15 pour  $R_{max}$  que la valeur théorique de 0,12 pour les pinnipèdes. Toutefois, cette période d'augmentation rapide semble avoir été possible en raison d'une combinaison de facteurs, notamment un relâchement de la mortalité due à la récolte et une période de conditions environnementales très favorables et de couverture de glace élevée. Dans les conditions actuelles,  $R_{max,est}$  est probablement une surestimation. De plus, les données recueillies au début de la série temporelle sont plus incertaines, ce qui a pu entraîner un biais dans notre compréhension de la dynamique de la population à l'époque, y compris de la croissance démographique. Il faudrait donc utiliser plutôt le PBP calculé à l'aide de  $R_{max,théo}$ .

---

Une différence de 3 % dans la croissance annuelle a des répercussions importantes sur le calcul du PBP, car le PBP calculé à l'aide de  $R_{max,est}$  autoriserait la chasse de 106 600 phoques supplémentaires chaque année. D'autres travaux pourraient viser à réévaluer le taux de croissance maximal de la population et le moment où il devrait être calculé pour le phoque du Groenland de l'Atlantique Nord-Ouest et pour les autres populations de pinnipèdes en général.

## REFERENCES CITED

- Beyersmann, J., Latouche, A., Buchholz, A., and Schumacher, M. 2009. Simulating competing risks data in survival analysis. *Stat. Med.* 28: 956–971.
- Bienvenu, F., and Legendre, S. 2015. A new approach to the generation time in matrix population models. *Am. Nat.* 185: 834–843.
- Bowen, W.D., and Sergeant, D.E. 1983. Mark-recapture estimates of harp seal pup (*Phoca groenlandica*) production in the northwest Atlantic. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40: 728–742.
- Bowen, W. D., Capstick, C. K., and Sergeant, D. E. 1981. Temporal changes in the reproductive potential of female harp seals (*Pagophilus groenlandicus*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38: 495–503.
- Brodie, J., Johnson, H., Mitchell, M., Zager, P., Proffitt, K., Hebblewhite, M., Kauffman, M., Johnson, B., Bissonette, J., and Bishop, C. 2013. Relative influence of human harvest, carnivores, and weather on adult female elk survival across western North America. *J. Appl. Ecol.* 50: 295–305.
- Brickman, D., Wang, Z., and Detracey, B. 2016. High resolution future climate ocean model simulations for the Northwest Atlantic shelf region. *Can. Tech. Rep. Hydrogr. Ocean Sci.* 315: xiv + 143 p.
- Buren, A. D., Koen-Alonso, M., Pepin, P., Mowbray, F., Nakashima, B., Stenson, G., Ollerhead, N., and Montevercchi, W. A. 2014. Bottom-up regulation of capelin, a keystone forage species. *PLoS ONE.* 9: e87589.
- Burns, J.M., Lestyk, K.C., Folkow, L.P., Hammill, M.O., and Blix, A.S. 2007. Size and distribution of oxygen stores in harp and hooded seals from birth to maturity. *J. Comp. Physiol. B: Biochem. Syst. Environ. Physiol.* 177: 687–700.
- Carpenter, B. , Gelman, A., Hoffman, M. D., Lee, D., Goodrich, B., Betancourt, M., Brubaker, M., Guo, J., Li, P., and Riddell, A. 2017. Stan: a probabilistic programming language. *Journal of Statistical Software.* 76: 32.
- Caswell, H. 2001. Matrix population models: construction, analysis, and interpretation. 2nd ed. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- Cyr, F., and Galbraith, P.S. 2021. A climate index for the Newfoundland and Labrador shelf. *Earth Syst. Sci. Data.* 13: 1807–1828.
- DFO. 2003. [Atlantic Seal Hunt 2003-2005 Management Plan](#).
- DFO. 2006. Atlantic Seal Hunt 2006-2010 Management Plan.
- Eberhardt, L. L. 2002. A paradigm for population analysis of long-lived vertebrates. *Ecology.* 83: 2841–2854.
- Festa-Bianchet, M., Gaillard, J. M., and Côté, S. D. 2003. Variable age structure and apparent density dependence in survival of adult ungulates. *J. Anim. Ecol.* 72: 640–649.

- 
- Fisher, H.D. 1954. Studies on reproduction in the harp seal. PhD dissertation. Dept. of Zoology, McGill University, Montreal, QC, Canada.
- Fowler, C. W. 1987. A review of density-dependence in populations of large mammals. In Current Mammalogy, ed. H.H. Genoways. 1: 401-441. New York: Plenum.
- Frie, A.K., Fagerheim, K.-A., Hammill, M.O., Kapel, F.O., Lockyer, C., Stenson, G.B., Rosing-Asvid, A., and Svetochev, V. 2011. Error patterns in age estimation of harp seals (*Pagophilus groenlandicus*): results from a transatlantic, image-based blind-reading experiment using known-age teeth. ICES J. Mar. Sci. 68: 1942-1953.
- Gaillard, J.-M., Festa-Bianchet, M., and Yoccoz, N. G. 1998. Population dynamics of large herbivores: variable recruitment with constant adult survival. Trends Ecol. Evol. 13: 58-63.
- Gaillard, J.-M., Festa-Bianchet, M., Yoccoz, N. G., Loison, A., Toigo, C. 2000. Temporal variation in fitness components and population dynamics of large herbivores. Annual Review of Ecology and Systematics. 31: 367-393.
- Galbraith, P.S., Sévigny, C., Bourgault, D., and Dumont, D. 2024. Sea ice interannual variability and sensitivity to fall oceanic conditions and winter air temperature in the Gulf of St. Lawrence, Canada. J. Geophys. Res. Oceans. 129: e2023JC020784.
- Gelfand, A.E., Ghosh, S.K., Christiansen, C., Soumerai, S.B., and McLaughlin, T.J. 2000. Proportional hazards models: a latent competing risk approach. J. Royal Statist. Soc.: Ser. C (Applied Statistics) 49: 385-397.
- Goulet, P.J., Lang, S.L.C., Stenson, G.B., Hamilton, C.D., Hammill, M.O., Lawson, J.W., Sauvé, C.C. et Mosnier, A. Sous Presse. Production de petits chez le phoque du Groenland de l'Atlantique Nord-Ouest (*Pagophilus groenlandicus*) en 2022. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech.
- Hammill, M.O., Stenson, G.B., Mosnier, A., and Doniol-Valcroze, T. 2021. Trends in abundance of harp seals, *Pagophilus groenlandicus*, in the Northwest Atlantic, 1952-2019. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2021/006. iv + 30 p.
- Hammill, M. O., and Sauvé, C. 2017. Growth and condition in harp seals: evidence of density-dependent and density-independent influences. ICES J. Mar. Sci. 74: 1395-1407.
- Hammill, M.O., and Stenson, G. B. 2022. The harp seal: Adapting behavioural ecology to a pack-ice environment. In: D. Costa and E. McHuron (Eds). Ethology and Behavioural Ecology of Marine Mammals. Springer International Publishing AG.
- Han, G., Colbourne, E., Pepin, P., and Xie, Y. 2015. Statistical projections of ocean climate indices off Newfoundland and Labrador. Atmosphere-Ocean. 53: 556-570.
- Han, G., Ma, Z., Long, Z., Perrie, W., and Chassé, J. 2019. Climate change on Newfoundland and Labrador shelves: results from a regional downscaled ocean and sea-ice model under an A1B forcing scenario 2011-2069. Atmosphere-Ocean. 57: 3-17.
- Härkönen, T., Harding, K. C., and Heide-Jørgensen, M. P. 2002. Rates of increase in age-structured populations: A lesson from the European harbour seals. Can. J. Zool. 80: 1498-1510.
- Heisey, D.M., and Patterson, B.R. 2006. A Review of methods to estimate cause-specific mortality in presence of competing risks. J. Wildl. Manag. 70: 1544-1555.
- Jorgenson, J.T., Festa-Bianchet, M., Lucherini, M., and Wishart, W.D. 1993. Effects of body size, population density, and maternal characteristics on age at first reproduction in bighorn ewes. Can. J. Zool. 71: 2509-2517.

- 
- Lang, S.L.C, den Heyer, C.E., Stenson, G.B., Hammill, M.O., Van de Walle, J., and Hamilton, C. D. Sous Presse. Revue de l'approche de précaution de la stratégie de gestion des phoques de l'Atlantique. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech.
- Lavoie, D., Lambert, N., Rousseau, S., Dumas, J., Chassé, J., Long, Z., Perrie, W., Starr, M., Brickman, D., and Azetsu-Scott, K. 2020. Projections of future physical and biogeochemical conditions in the Gulf of St. Lawrence, on the Scotian Shelf and in the Gulf of Maine. Can. Tech. Rep. Hydrogr. Ocean Sci. 334: xiii + 102 p.
- Mei, Z.-P., Lavoie, D., Lambert, N., Starr, M., Chassé, J., Perrie, W., and Long, Z. 2024. Modelling the bottom-up effects of climate change on primary production in the Gulf of St. Lawrence and eastern Scotian Shelf. Front. Mar. Sci. 11: 1416744.
- National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). (2016). Fish and fish product import provisions of the Marine Mammal Protection Act. Federal Register. 81: 54390.
- R Core Team. 2024. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing.
- Roff, D. A., and Bowen, W. D. 1983. Population dynamics and management of the Northwest Atlantic harp seal (*Phoca groenlandica*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40: 919–932.
- Roff, D.A., and Bowen, W.D. 1986. Further analysis sf population trends in the northwest Atlantic harp seal (*Phoca groenlandica*) from 1967 to 1985. Can. J Fish. Aquat. Sci. 43: 553-564.
- Sergeant, D.E. 1991. Harp Seals Man and Ice. Can Spec Publ Fish Aquat Sci 114: 153 p.
- Sergeant, D.E., and Fisher, H.D. 1960. Harp seal populations in the western North Atlantic from 1950 to 1960. Fish. Res. Board Can. Arctic Unit. Circular. 5. 58 p.
- Sjare, B., and Stenson G. B. 2010. Changes in the reproductive parameters of female harp seals (*Pagophilus groenlandicus*) in the Northwest Atlantic. ICES J. Mar. Sci. 67: 304–315.
- Stenson, G.B., Myers, R.A., Hammill, M.O., Ni, I-H., Warren, W.G., and Kingsley, M.C.S. 1993. Pup production of Harp Seals *Phoca groenlandica*, in the northwest Atlantic. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 50: 2429-2439.
- Stenson, G.B., and Hammill, M.O. 2014. "Can Ice Breeding Seals Adapt to Habitat Loss in a Time of Climate Change?" ICES J. Mari Sci. 71: 1977–86.
- Stenson, G.B., Hammill, M.O., Kingsley, M.C.S., Sjare, B., Warren, W.G., and Myers, R.A. 2002. Is there evidence of increased pup production in Northwest Atlantic Harp Seals, *Pagophilus groenlandicus*? ICES J. Mar. Sci. 59: 81-92.
- Stenson, G.B. 2010. Total removals of Northwest Atlantic harp seals (*Pagophilus groenlandicus*) 1952-2009. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/112. iv + 30 p.
- Stenson, G.B., Buren, A. D., and Koen-Alonso, M. 2016. The impact of changing climate and abundance on reproduction in an ice-dependent species, the Northwest Atlantic harp seal, *Pagophilus groenlandicus*. ICES J. Mar. Sci. 73: 250–262.
- Stenson, G.B., Buren, A. D., and Sheppard, G. L. 2020a. Updated estimates of reproductive rates in Northwest Atlantic harp seals and the influence of body condition. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 202/057. iv + 22 p.
- Stenson G.B., Haug, T., and Hammill, M.O. 2020b. Harp Seals: Monitors of Change in Differing Ecosystems Front. Mar. Sci. 7: 569258.

- 
- Stenson, G., Rivest, L., Hammill, M.O and Gosselin, J.F. 2003. Estimating pup production of harp seals, *Pagophilus groenlandicus*, in the Northwest Atlantic. Mar. Mamm. Sci. 19: 141–160.
- Stenson, G.B., Hammill, M.O., Lawson, J.W., and Gosselin, J.F. 2014. Estimating Pup Production of Northwest Atlantic Harp Seals, *Pagophilus groenlandicus*, in 2012. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/057.v + 43 p.
- Stenson, G.B., and Upward, P. 2020. Updated estimates of harp seal bycatch and total removals in the Northwest Atlantic. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2020/014.
- Tinker, M.T., Stenson, G.B., Mosnier, A., and Hammill, M.O. 2023. Estimating Abundance of Northwest Atlantic harp seal using a Bayesian modelling approach. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2023/068. iv + 56 p.
- Vehtari, A., Gelman, A., and Gabry, J. 2017. Practical Bayesian model evaluation using leave-one-out cross-validation and WAIC. Statistics and Computing. 27: 1413–1432.
- 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., and Angliss, R.P. 1997. Guidelines for assessing marine mammal stocks: Report of the GAMMS Workshop, April 3-5, 1996, Seattle, Washington.

## TABLEAUX

*Tableau 1. Estimations de la production de chiots (ET) à chacune des trois aires de mise bas du phoque du Groenland et pour les trois aires combinées (total), tirées des méthodes de relevé aérien (A) et de marquage-recapture (M-R).*

Année	Type	Sud du golfe	Nord du golfe	Front	Total	Référence
1951	A	–	–	–	645 000 (322 500) <sup>1</sup>	
1960	A	–	–	–	235 000 (117 500) <sup>1</sup>	Sergeant et Fisher (1960)
1978	M-R	–	–	–	497 000 (68 000) <sup>2</sup>	
1979	M-R	–	–	–	478 000 (70 000) <sup>2</sup>	
1980	M-R	–	–	–	475 500 (94 000) <sup>2</sup>	Roff et Bowen (1986)
1983	M-R	–	–	–	534 000 (66 000) <sup>2</sup>	
1990	A	106 000 (23 000)	4 400 (1 300)	467 000 (31 000)	577 900 (38 800)	Stenson <i>et al.</i> (1993)
1994	A	198 600 (24 200)	57 600 (13 700)	446 700 (57 200)	702 900 (63 600)	Stenson <i>et al.</i> (2002)
1999	A	176 200 (25 400)	82 600 (22 500)	739 100 (96 300)	997 900 (102 100)	Stenson <i>et al.</i> (2003)
2004	A	261 000 (25 700)	89 600 (22 500)	640 800 (46 900)	991 400 (58 200)	Stenson <i>et al.</i> (2014)
2008	A	287 000 (27 600)	172 600 (22 300)	1 185 000 (112 000)	1 644 500 (117 900)	Stenson <i>et al.</i> (2014)
2012	A	115 500 (15 100)	741 000 (12 400)	626 200 (66 700)	815 900 (69 500)	Stenson <i>et al.</i> (2020)
2017	A	18 300 (1 500)	13 600 (3 000)	714 600 (89 700)	746 500 (89 800)	Stenson <i>et al.</i> (2020)
2022	A	63 900 (28 600)	46 200 (8 600)	504 000 (62 800)	614 100 (69 500)	Goulet <i>et al.</i> (Sous presse)

<sup>1</sup> Supposant un coefficient de variation de 50 % (voir Hammill *et al.* 2021).

<sup>2</sup> Les erreurs types ont été doublées conformément à Roff et Bowen (1986).

Tableau 2. Nombre de femelles échantillonnées et proportion de femelles gestantes, par âge et par année.

Année	Âge	Nbre	Gest.																
1954	4	4	0	1980	4	2	0	1992	4	10	2	2002	4	2	0	2012	4	2	0
1954	5	3	1	1980	5	2	1	1992	5	11	3	2002	5	4	1	2012	5	1	0
1954	6	3	2	1980	6	1	1	1992	6	9	4	2002	6	5	3	2012	6	0	0
1954	7	16	12	1980	7	0	0	1992	7	8	6	2002	7	17	10	2012	7	0	0
1954	8	33	29	1980	8	12	9	1992	8	33	21	2002	8	71	32	2012	8	12	5
1964	4	11	0	1981	4	5	1	1993	4	11	0	2003	4	1	0	2013	4	1	0
1964	5	9	1	1981	5	4	3	1993	5	17	2	2003	5	3	2	2013	5	0	0
1964	6	2	1	1981	6	2	1	1993	6	7	0	2003	6	2	1	2013	6	0	0
1964	7	4	3	1981	7	8	6	1993	7	5	4	2003	7	3	2	2013	7	1	0
1964	8	25	22	1981	8	19	14	1993	8	35	16	2003	8	91	58	2013	8	10	6
1965	4	30	1	1982	4	4	0	1994	4	23	1	2004	4	2	0	2014	4	2	0
1965	5	44	5	1982	5	5	2	1994	5	16	2	2004	5	5	0	2014	5	0	0
1965	6	37	20	1982	6	1	1	1994	6	14	6	2004	6	5	1	2014	6	1	0
1965	7	38	27	1982	7	4	3	1994	7	7	3	2004	7	1	0	2014	7	1	0
1965	8	109	96	1982	8	3	1	1994	8	41	34	2004	8	76	23	2014	8	76	65
1966	4	7	0	1985	4	4	0	1995	4	10	0	2005	4	9	1	2015	4	0	0
1966	5	9	1	1985	5	3	1	1995	5	13	6	2005	5	9	0	2015	5	1	0
1966	6	17	6	1985	6	5	2	1995	6	4	2	2005	6	13	2	2015	6	0	0
1966	7	11	8	1985	7	3	3	1995	7	5	2	2005	7	7	0	2015	7	3	0
1966	8	49	43	1985	8	1	1	1995	8	24	14	2005	8	86	55	2015	8	15	15
1967	4	10	0	1986	4	1	1	1996	4	8	0	2006	4	2	0	2016	4	7	0
1967	5	19	4	1986	5	0	0	1996	5	6	0	2006	5	0	0	2016	5	4	1
1967	6	33	20	1986	6	2	1	1996	6	4	1	2006	6	0	0	2016	6	6	2
1967	7	29	28	1986	7	1	0	1996	7	1	1	2006	7	0	0	2016	7	4	3
1967	8	123	109	1986	8	7	7	1996	8	36	24	2006	8	119	57	2016	8	91	69
1968	4	27	0	1987	4	12	2	1997	4	6	0	2007	4	1	0	2017	4	7	0
1968	5	19	6	1987	5	8	3	1997	5	4	0	2007	5	5	0	2017	5	8	0
1968	6	20	14	1987	6	9	7	1997	6	10	3	2007	6	3	1	2017	6	0	0
1968	7	12	11	1987	7	4	4	1997	7	2	2	2007	7	2	2	2017	7	2	0
1968	8	55	48	1987	8	25	15	1997	8	36	27	2007	8	84	62	2017	8	49	28
1969	4	25	1	1988	4	17	2	1998	4	6	0	2008	4	6	0	2018	4	11	0
1969	5	25	4	1988	5	6	1	1998	5	10	3	2008	5	3	0	2018	5	6	0
1969	6	16	7	1988	6	3	3	1998	6	9	2	2008	6	2	0	2018	6	2	1
1969	7	28	23	1988	7	0	0	1998	7	4	2	2008	7	0	0	2018	7	2	1
1969	8	165	146	1988	8	19	14	1998	8	36	21	2008	8	61	43	2018	8	70	52
1970	4	13	0	1989	4	8	0	1999	4	6	0	2009	4	1	0	2019	4	4	0
1970	5	13	3	1989	5	9	0	1999	5	7	0	2009	5	1	0	2019	5	2	0
1970	6	12	6	1989	6	6	2	1999	6	17	4	2009	6	1	0	2019	6	1	0
1970	7	10	9	1989	7	3	2	1999	7	15	6	2009	7	1	1	2019	7	2	2
1970	8	107	92	1989	8	23	21	1999	8	60	35	2009	8	104	59	2019	8	110	80
1978	4	40	1	1990	4	8	0	2000	4	1	0	2010	4	0	0	2020	4	6	0
1978	5	38	23	1990	5	7	1	2000	5	9	3	2010	5	0	0	2020	5	11	1
1978	6	20	18	1990	6	3	1	2000	6	6	4	2010	6	0	0	2020	6	10	0
1978	7	9	6	1990	7	1	0	2000	7	5	2	2010	7	1	0	2020	7	2	2
1978	8	0	S.O.	1990	8	11	6	2000	8	43	29	2010	8	114	35	2020	8	125	62
1979	4	4	1	1991	4	10	0	2001	4	2	0	2011	4	3	0	2021	4	3	0
1979	5	1	1	1991	5	11	2	2001	5	0	0	2011	5	2	0	2021	5	2	0
1979	6	0	0	1991	6	7	4	2001	6	2	2	2011	6	0	0	2021	6	7	3
1979	7	1	1	1991	7	3	1	2001	7	3	0	2011	7	0	0	2021	7	11	3
1979	8	3	2	1991	8	29	18	2001	8	39	26	2011	8	153	30	2021	8	150	65
—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	2022	4	0	0
—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	2022	5	5	0
—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	2022	6	6	1
—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	2022	7	6	0
—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	2022	8	103	68

Tableau 3. Composition par âge des phoques du Groenland échantillonnés de 1979 à 2022.

Année	Âge																																
	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	
1979	17	9	8	5	5	2	2	3	2	3	2	1	4	1	3	1	2	2	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1980	39	27	27	19	12	7	7	8	5	9	8	6	8	0	2	7	6	6	4	0	3	3	0	2	1	1	0	0	0	0	0	0	1
1981	28	22	18	14	8	12	5	7	3	4	11	5	6	4	4	5	6	2	2	0	1	1	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
1982	29	12	7	9	3	1	4	3	3	3	3	0	2	0	1	3	2	0	2	2	2	2	1	2	1	1	0	0	0	0	0	0	0
1983	11	2	4	2	1	2	0	1	2	0	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1984	9	4	6	2	2	2	2	3	0	2	2	1	1	0	0	1	3	0	3	2	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
1985	11	9	6	6	3	4	0	0	1	4	3	0	0	1	1	2	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1986	23	19	9	9	10	5	7	7	3	4	5	5	1	6	4	5	6	4	5	4	3	0	2	2	2	1	0	3	0	1	2	0	
1987	35	31	16	10	11	10	12	4	5	6	7	5	5	4	3	9	5	2	6	4	4	4	7	4	3	1	8	2	3	0	1	2	
1988	28	16	11	13	8	7	4	5	8	4	7	5	3	3	5	5	0	0	1	5	6	2	1	0	1	3	1	0	0	1	0	0	
1989	31	16	5	4	6	2	2	2	6	3	4	4	3	4	2	3	4	5	4	2	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
1990	19	12	5	1	2	3	3	3	2	1	1	2	1	3	0	4	0	2	3	0	3	1	1	0	0	1	2	0	0	0	0	0	
1991	34	18	7	5	4	3	6	8	5	2	6	1	3	1	0	1	0	1	0	1	1	0	2	0	0	0	1	2	0	0	1	0	
1992	18	17	12	6	9	4	3	2	1	1	0	3	3	1	5	2	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
1993	40	29	16	17	12	6	6	4	7	2	2	4	4	0	2	2	6	4	2	2	1	3	2	4	0	4	1	0	1	0	0	0	
1994	37	29	15	15	9	7	9	2	4	3	6	1	6	6	2	0	4	2	2	3	0	0	0	0	3	1	0	1	0	0	0	0	
1995	24	10	11	3	3	2	3	0	0	2	2	2	2	2	5	3	4	3	1	3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
1996	19	7	4	0	1	4	4	1	2	4	3	7	10	3	2	2	4	3	2	5	1	3	1	2	0	0	0	1	0	0	1	0	0
1997	8	11	5	3	2	7	7	3	3	1	2	4	1	2	0	7	3	3	2	2	0	0	1	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0
1998	16	13	6	12	5	0	4	3	0	4	2	0	3	2	0	2	3	0	2	2	1	2	1	2	0	0	1	1	0	0	0	0	0
1999	21	28	19	13	17	3	7	8	8	5	4	4	2	3	5	3	0	0	3	2	1	0	1	2	1	1	2	0	0	1	0	1	
2000	15	14	7	11	7	10	6	6	5	5	4	3	2	4	2	2	1	1	1	3	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	
2001	2	6	4	7	6	9	7	4	4	4	3	7	6	2	1	2	1	1	2	2	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	
2002	4	7	20	7	16	3	5	6	10	7	6	4	0	2	2	5	2	2	0	2	2	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
2003	5	8	4	5	4	11	2	12	12	17	9	5	9	5	9	2	3	1	2	0	1	1	1	0	0	0	3	1	0	0	0	0	
2004	7	9	2	13	8	1	11	7	7	11	11	14	9	8	11	3	5	6	2	3	1	2	1	1	3	1	0	0	0	1	1		
2005	11	16	8	7	5	11	4	8	8	17	3	13	14	12	5	6	3	4	1	3	3	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
2006	3	5	0	8	8	15	7	13	18	17	23	22	18	17	13	15	12	0	4	4	2	3	2	3	3	1	0	0	0	0	1		
2007	5	3	2	2	5	4	4	5	8	13	7	17	10	7	15	7	5	4	3	2	2	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	
2008	5	3	0	4	3	3	6	1	1	3	11	7	6	6	3	8	3	3	0	2	4	0	1	1	0	1	0	0	1	0	0	0	
2009	1	1	1	1	1	3	1	5	7	4	11	10	16	18	6	16	13	6	5	10	11	7	1	5	2	2	0	1	1	0	0	0	
2010	1	2	1	0	1	0	1	1	2	0	9	11	10	17	17	15	19	22	10	15	16	9	3	6	0	4	2	0	0	0	0		
2011	5	2	1	0	0	0	1	1	3	5	6	4	14	11	16	25	25	29	22	21	24	16	15	13	5	9	5	3	1	0	0		
2012	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	2	3	2	6	2	6	6	4	7	6	2	4	2	2	0	1	0	0	0	0	0	
2013	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	2	0	1	1	1	2	2	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
2014	1	2	2	2	4	0	2	2	0	1	1	1	0	2	4	8	7	14	9	14	14	11	16	8	9	7	5	0	3	0	0	0	
2015	1	1	4	0	0	0	2	1	0	0	2	0	0	0	1	1	0	3	1	1	1	2	1	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0
2016	6	8	5	4	1	1	0	0	3	1	1	2	2	4	3	8	6	12	8	13	25	25	15	12	10	10	2	2	1	3	0	0	
2017	17	2	2	2	1	0	1	0	0	0	0	1	0	3	9	2	9	5	11	11	8	3	3	3	8	0	2	2	1	2	0		
2018	19	15	4	1	2	1	2	0	2	3	0	0	1	1	1	7	1	3	4	7	11	4	7	2	3	11	3	2	1	0	1	1	
2019	9	10	7	1	0	2	1	2	2	0	1	0	0	3	0	5	3	11	8	5	18	15	12	22	9	21	12	17	7	11	6		
2020	13	14	4	2	2	2	0	0	2	0	3	0	1	3	3	7	4	8	6	13	23	11	16	17	16	24	11	5	10	9	5		
2021	9	15	22	7	9	6	0	3	1	2	4	7	12	7	3	7	6	10	14	9	32	14	20	17	15	19	12	10	8	4	0		
2022	10	7	8	7	3	6	2	4	4	1	1	1	0	2	1	6	3	8	5	4	17	6	12	10	13	12	15	18	7	1	0		

Tableau 4. Récolte totale et proportion de jeunes de l'année pour chaque source de prélèvement. Les détails de la collecte des données sur la récolte se trouvent dans Stenson et Upward (2020).

Année	Récolte totale					Proportion de jeunes de l'année				
	Arctique canadien	Prises accidentnelles	Canada atlantique	Groenland	Total	Arctique canadien	Prises accidentnelles	Canada atlantique	Groenland	
1951	1 784	0	289 997	16 400	308 181	0,03	0,00	0,69	0,59	
1952	1 784	0	307 108	16 400	325 292	0,03	0,00	0,64	0,59	
1953	1 784	0	272 886	16 400	291 070	0,03	0,00	0,73	0,59	
1954	1 784	0	264 416	19 150	285 350	0,03	0,00	0,66	0,59	
1955	1 784	0	333 369	15 534	350 687	0,03	0,00	0,76	0,59	
1956	1 784	0	389 410	10 973	402 167	0,03	0,00	0,88	0,59	
1957	1 784	0	245 480	12 884	260 148	0,03	0,00	0,67	0,59	
1958	1 784	0	297 786	16 885	316 455	0,03	0,00	0,47	0,59	
1959	1 784	0	320 134	8 928	330 846	0,03	0,00	0,75	0,59	
1960	1 784	0	277 350	16 154	295 288	0,03	0,00	0,56	0,59	
1961	1 784	0	187 866	11 996	201 646	0,03	0,00	0,90	0,59	
1962	1 784	0	319 989	8 500	330 273	0,03	0,00	0,65	0,59	
1963	1 784	0	342 042	10 111	353 937	0,03	0,00	0,79	0,58	
1964	1 784	0	341 663	9 203	352 650	0,03	0,00	0,78	0,58	
1965	1 784	0	234 253	9 289	245 326	0,03	0,00	0,78	0,58	
1966	1 784	0	323 139	7 057	331 980	0,03	0,00	0,78	0,58	
1967	1 784	0	334 356	4 242	340 382	0,03	0,00	0,83	0,58	
1968	1 784	0	192 696	7 116	201 596	0,03	0,00	0,81	0,58	
1969	1 784	0	288 812	6 438	297 034	0,03	0,00	0,81	0,58	
1970	1 784	77	257 495	6 269	265 625	0,03	0,78	0,84	0,53	
1971	1 784	525	230 966	5 572	238 847	0,03	0,84	0,91	0,63	
1972	1 784	622	129 883	5 994	138 283	0,03	0,77	0,90	0,57	
1973	1 784	468	123 832	9 212	135 296	0,03	0,77	0,79	0,55	
1974	1 784	183	147 635	7 145	156 747	0,03	0,77	0,78	0,64	
1975	1 784	286	174 363	6 752	183 185	0,03	0,77	0,81	0,62	
1976	1 784	1 095	165 002	11 956	179 837	0,03	0,85	0,80	0,60	
1977	1 784	1 633	155 143	12 866	171 426	0,03	0,81	0,82	0,77	
1978	2 129	3 376	161 723	16 638	183 866	0,03	0,82	0,72	0,42	
1979	3 620	3 603	160 541	17 545	185 309	0,03	0,84	0,83	0,50	
1980	6 350	2 814	169 526	15 255	193 945	0,03	0,90	0,78	0,26	
1981	4 672	4 181	202 169	22 974	233 996	0,03	0,90	0,88	0,26	
1982	4 881	3 817	166 739	26 927	202 364	0,03	0,91	0,87	0,31	
1983	4 881	5 009	57 889	24 785	92 564	0,03	0,91	0,86	0,27	
1984	4 881	4 143	31 544	25 829	66 397	0,03	0,90	0,76	0,14	
1985	4 881	4 987	19 035	20 785	49 688	0,03	0,87	0,70	0,25	
1986	4 881	6 109	25 934	26 099	63 023	0,03	0,85	0,84	0,25	
1987	4 881	10 911	46 796	37 859	100 447	0,03	0,83	0,78	0,25	
1988	4 881	8 399	94 046	40 415	147 741	0,03	0,83	0,71	0,25	
1989	4 881	8 644	65 304	42 971	121 800	0,03	0,92	0,86	0,25	
1990	4 881	2 769	60 162	45 526	113 338	0,03	0,71	0,57	0,25	
1991	4 881	8 702	52 588	48 082	114 253	0,03	0,93	0,81	0,25	
1992	4 881	23 035	68 668	50 638	147 222	0,03	0,72	0,64	0,25	
1993	4 881	26 976	27 003	53 432	112 292	0,03	0,71	0,61	0,25	
1994	4 881	47 604	61 379	57 068	170 932	0,03	0,77	0,41	0,25	
1995	4 881	20 593	65 767	59 789	151 030	0,03	0,69	0,52	0,25	
1996	4 881	29 641	242 906	74 122	351 550	0,03	0,37	0,76	0,25	
1997	2 500	19 048	264 210	68 715	354 473	0,03	0,73	0,83	0,25	
1998	1 000	4 557	282 624	81 249	369 430	0,03	0,79	0,89	0,25	
1999	500	16 168	244 552	91 456	352 676	0,03	0,61	0,97	0,25	
2000	400	11 522	92 055	97 797	201 774	0,03	0,86	0,92	0,25	
2001	600	20 064	226 493	84 706	331 863	0,03	0,75	0,95	0,25	
2002	1 000	9 543	312 367	65 990	388 900	0,03	0,59	0,95	0,25	
2003	1 000	5 445	289 512	66 404	362 361	0,03	0,65	0,97	0,25	
2004	1 000	35 870	365 971	69 892	472 733	0,03	0,69	0,97	0,25	
2005	1 000	26 378	323 826	90 424	441 628	0,03	0,69	0,99	0,25	
2006	1 000	21 656	354 867	93 695	471 218	0,03	0,74	0,98	0,25	
2007	1 000	9 450	224 745	82 822	318 017	0,03	0,68	0,99	0,25	
2008	1 000	7 280	217 850	79 110	305 240	0,03	0,68	1,00	0,25	
2009	1 000	2 275	76 668	71 482	151 425	0,03	0,57	1,00	0,25	
2010	1 000	3 956	69 101	88 921	162 978	0,03	0,66	0,99	0,25	
2011	1 000	2 114	40 389	72 663	116 166	0,03	0,66	1,00	0,25	
2012	1 000	2 886	71 460	54 730	130 076	0,03	0,72	1,00	0,25	
2013	1 000	177	97 922	64 130	163 229	0,03	0,85	0,96	0,25	

Année	Récolte totale					Proportion de jeunes de l'année			
	Arctique canadien	Prises accidentnelles	Canada atlantique	Groenland	Total	Arctique canadien	Prises accidentnelles	Canada atlantique	Groenland
2014	1 000	1 166	59 666	62 681	124 513	0,03	0,82	1,00	0,25
2015	1 000	1 040	35 382	58 876	96 298	0,03	0,81	1,00	0,25
2016	1 000	603	68 360	54 621	124 584	0,03	0,77	0,89	0,25
2017	1 000	214	81 742	47 726	130 682	0,03	0,76	0,86	0,25
2018	1 000	568	61 022	47 014	109 604	0,03	0,74	0,92	0,25
2019	1 000	1 612	32 679	48 824	84 115	0,03	0,73	0,94	0,25
2020	1 000	2 148	2 418	48 749	54 315	0,03	0,74	0,79	0,25
2021	1 000	1 682	29 724	53 934	86 340	0,03	0,71	0,98	0,25
2022	1 000	1 986	31 844	49 249	84 079	0,03	0,81	0,97	0,25
2023	1 000	1 344	42 954	49 249	94 547	0,03	0,77	0,99	0,25

Tableau 5. Niveaux d'incertitude associés aux prélèvements et à la proportion de jeunes de l'année, par source et par année.

Année	Récolte totale				Proportion de jeunes de l'année			
	Arctique canadien	Prises accidentnelles	Canada atlantique	Groenland	Arctique canadien	Prises accidentnelles	Canada atlantique	Groenland
1951	Élevée	Élevée	Élevée	Élevée	Élevée	Élevée	Élevée	Élevée
1952	Élevée	Modérée	Modérée	Modérée	Élevée	Faible	Modérée	Modérée
1953	Élevée	Modérée	Modérée	Modérée	Élevée	Faible	Modérée	Modérée
1954	Élevée	Modérée	Modérée	Faible	Élevée	Faible	Modérée	Modérée
1955	Élevée	Modérée	Modérée	Faible	Élevée	Faible	Modérée	Modérée
1956	Élevée	Modérée	Modérée	Faible	Élevée	Faible	Modérée	Modérée
1957	Élevée	Modérée	Modérée	Faible	Élevée	Faible	Modérée	Modérée
1958	Élevée	Modérée	Modérée	Faible	Élevée	Faible	Modérée	Modérée
1959	Élevée	Modérée	Modérée	Faible	Élevée	Faible	Modérée	Modérée
1960	Élevée	Modérée	Modérée	Faible	Élevée	Faible	Modérée	Modérée
1961	Élevée	Modérée	Modérée	Faible	Élevée	Faible	Modérée	Modérée
1962	Élevée	Modérée	Modérée	Faible	Élevée	Faible	Modérée	Modérée
1963	Élevée	Modérée	Modérée	Faible	Élevée	Faible	Modérée	Modérée
1964	Élevée	Modérée	Modérée	Faible	Élevée	Faible	Modérée	Modérée
1965	Élevée	Modérée	Modérée	Faible	Élevée	Faible	Faible	Modérée
1966	Élevée	Modérée	Modérée	Faible	Élevée	Faible	Faible	Modérée
1967	Élevée	Modérée	Modérée	Faible	Élevée	Faible	Faible	Modérée
1968	Élevée	Modérée	Modérée	Faible	Élevée	Faible	Faible	Modérée
1969	Élevée	Modérée	Modérée	Faible	Élevée	Faible	Faible	Modérée
1970	Élevée	Modérée	Modérée	Faible	Élevée	Faible	Faible	Faible
1971	Élevée	Modérée	Faible	Faible	Élevée	Faible	Faible	Faible
1972	Élevée	Modérée	Faible	Faible	Élevée	Faible	Faible	Faible
1973	Élevée	Modérée	Faible	Faible	Élevée	Faible	Faible	Faible
1974	Élevée	Modérée	Faible	Faible	Élevée	Faible	Faible	Faible
1975	Élevée	Modérée	Faible	Faible	Élevée	Faible	Faible	Faible
1976	Élevée	Modérée	Faible	Faible	Élevée	Faible	Faible	Faible
1977	Élevée	Modérée	Faible	Faible	Élevée	Faible	Faible	Faible
1978	Élevée	Modérée	Faible	Faible	Élevée	Faible	Faible	Faible
1979	Élevée	Modérée	Faible	Faible	Élevée	Faible	Faible	Faible
1980	Élevée	Modérée	Faible	Faible	Élevée	Faible	Faible	Faible
1981	Élevée	Modérée	Faible	Faible	Élevée	Faible	Faible	Faible
1982	Élevée	Modérée	Faible	Faible	Élevée	Faible	Faible	Faible
1983	Élevée	Modérée	Faible	Faible	Élevée	Faible	Faible	Faible
1984	Élevée	Modérée	Faible	Faible	Élevée	Faible	Faible	Élevée
1985	Élevée	Modérée	Faible	Faible	Élevée	Faible	Faible	Élevée
1986	Élevée	Modérée	Faible	Faible	Élevée	Faible	Faible	Élevée
1987	Élevée	Modérée	Faible	Faible	Élevée	Faible	Faible	Élevée
1988	Élevée	Modérée	Faible	Élevée	Élevée	Faible	Faible	Élevée
1989	Élevée	Faible	Faible	Élevée	Élevée	Faible	Faible	Élevée
1990	Élevée	Faible	Faible	Élevée	Élevée	Faible	Faible	Élevée
1991	Élevée	Faible	Faible	Élevée	Élevée	Faible	Faible	Élevée
1992	Élevée	Faible	Faible	Élevée	Élevée	Faible	Faible	Élevée
1993	Élevée	Faible	Faible	Modérée	Élevée	Faible	Faible	Élevée
1994	Élevée	Faible	Faible	Modérée	Élevée	Faible	Faible	Élevée
1995	Élevée	Faible	Faible	Modérée	Élevée	Faible	Faible	Élevée
1996	Élevée	Faible	Faible	Modérée	Élevée	Faible	Faible	Élevée
1997	Élevée	Faible	Faible	Modérée	Élevée	Faible	Faible	Élevée
1998	Élevée	Faible	Faible	Modérée	Élevée	Faible	Faible	Élevée
1999	Élevée	Faible	Faible	Modérée	Élevée	Faible	Faible	Élevée
2000	Élevée	Faible	Faible	Modérée	Élevée	Faible	Faible	Élevée
2001	Élevée	Faible	Faible	Modérée	Élevée	Faible	Faible	Élevée
2002	Élevée	Faible	Faible	Modérée	Élevée	Faible	Faible	Élevée
2003	Élevée	Faible	Faible	Modérée	Élevée	Faible	Faible	Élevée
2004	Élevée	Modérée	Faible	Modérée	Élevée	Faible	Faible	Élevée

Année	Récolte totale				Proportion de jeunes de l'année			
	Arctique canadien	Prises accidentnelles	Canada atlantique	Groenland	Arctique canadien	Prises accidentnelles	Canada atlantique	Groenland
2005	Élevée	Modérée	Faible	Modérée	Élevée	Faible	Faible	Élevée
2006	Élevée	Modérée	Faible	Modérée	Élevée	Faible	Faible	Élevée
2007	Élevée	Modérée	Faible	Modérée	Élevée	Faible	Faible	Élevée
2008	Élevée	Modérée	Faible	Modérée	Élevée	Faible	Faible	Élevée
2009	Élevée	Modérée	Faible	Modérée	Élevée	Faible	Faible	Élevée
2010	Élevée	Modérée	Faible	Modérée	Élevée	Faible	Faible	Élevée
2011	Élevée	Modérée	Faible	Modérée	Élevée	Faible	Faible	Élevée
2012	Élevée	Modérée	Faible	Modérée	Élevée	Faible	Faible	Élevée
2013	Élevée	Modérée	Faible	Modérée	Élevée	Faible	Faible	Élevée
2014	Élevée	Modérée	Faible	Modérée	Élevée	Faible	Faible	Élevée
2015	Élevée	Modérée	Faible	Modérée	Élevée	Faible	Faible	Élevée
2016	Élevée	Modérée	Faible	Modérée	Élevée	Faible	Faible	Élevée
2017	Élevée	Modérée	Faible	Modérée	Élevée	Faible	Faible	Élevée
2018	Élevée	Modérée	Faible	Modérée	Élevée	Faible	Faible	Élevée
2019	Élevée	Modérée	Faible	Modérée	Élevée	Faible	Faible	Élevée
2020	Élevée	Modérée	Faible	Modérée	Élevée	Faible	Faible	Élevée
2021	Élevée	Modérée	Faible	Modérée	Élevée	Faible	Faible	Élevée
2022	Élevée	Modérée	Faible	Modérée	Élevée	Faible	Faible	Élevée

Tableau 6. Description des paramètres du modèle et des distributions a priori.

Paramètre	Nom	Description	Distribution a priori	Valeur
$N_0$	N0	Taille initiale de la population au moment $t = 1$ (1952)	Cauchy	Emplacement : 1; échelle = 0,5
$\eta$	éta	Paramètre d'échelle inverse pour la distribution bêta-binomiale de l'état de gestation des femelles	Cauchy	Emplacement : 0; échelle = 2,5
$\tau$	tau	Paramètre de précision pour la distribution par âge (divisé par dix)	Cauchy	Emplacement : 0; échelle = 5
$\phi_F$	phi[1]	Échelle des effets environnementaux et dépendants de la densité sur la fécondité	Cauchy	Emplacement : 0; échelle = 0,1
$\phi_S$	phi[2]	Échelle des effets environnementaux et dépendants de la densité sur la survie	Cauchy	Emplacement : 0; échelle = 0,1
$\psi_{Gulf}$	psi[1]	Effet des anomalies de la glace sur la survie des jeunes de l'année dans le golfe	Normale	$\mu : 1,5; \sigma : 0,7$
$\psi_{Front}$	psi[2]	Effet des anomalies de la glace sur la survie des jeunes de l'année dans le Front	Normale	$\mu : 1,5; \sigma : 0,7$
$\zeta$	zêta	Force proportionnelle des effets dépendants de la densité pour les adultes par rapport aux jeunes de l'année	Gamma	$\alpha$ (forme) : 16; $\beta$ (taux) : 160
$\pi$	pi	Fraction annuelle de la mortalité des jeunes de l'année avant le relevé des petits	Bêta	$\alpha : 2,5; \beta : 47,5$
$\nu$	upsilon	Facteur d'échelle pour les risques de base log-transformés des jeunes de l'année par rapport à ceux des animaux plus âgés	Normale	$\mu : 1,1; \sigma : 0,2$
$\sigma_S$	sigS	Stochasticité environnementale dans la survie des jeunes de l'année	Cauchy	Emplacement : 0; échelle = 0,05
$\sigma_H$	sigH	Variance du taux de risque log-transformé lié à la récolte	Cauchy	Emplacement : 0; échelle = 0,5
$\sigma_{Fx}$	sigFx	Stochasticité environnementale dans les taux de gestation	Cauchy	Emplacement : 0; échelle = 0,05
$\beta_1$	beta1	Ajouté à $\Omega$ , donne le taux de fécondité moyen en l'absence de tout autre effet	Cauchy	Emplacement : 0; échelle = 0,1
$\beta_2$	beta2	Effet des âges jeunes sur la fécondité	Cauchy	Emplacement : 0; échelle = 0,1
$\alpha_0$	alpha0	Risques de base log-transformés pour les adultes	Cauchy	Emplacement : 0; échelle = 0,5
$\alpha_1$	alpha1	Facteur d'augmentation de la mortalité pour les âges jeunes (<10 ans)	Cauchy	Emplacement : 0; échelle = 0,1
$\alpha_2$	alpha2	Facteur d'augmentation de la mortalité pour les âges avancés (>10 ans)	Cauchy	Emplacement : 0; échelle = 0,1
$\delta$	delta	Effet des conditions environnementales (ICTNL) sur la fécondité et sur la survie des jeunes de l'année	Cauchy	Emplacement : 0; échelle = 0,1
$P(a, t)$	PA	Attribution aléatoire des petits aux aires de mise bas, pour les années autres que celles du relevé	Dirichlet	$\theta : [0,17, 0,07, 0,76]^* 30, 15$

Tableau 7. Distribution des estimations des paramètres et nombre d'échantillons efficaces utilisés.

Paramètre	Nom	Moyenne	ET	2,5 %	50 %	97,5 %	$N_{eff}$	$\widehat{R}$
$N_0$	N0 (en millions)	2,048	0,116	1,838	2,044	2,291	3737	1,00
$\eta$	éta	12,907	3,316	7,838	12,467	20,767	4180	1,00
$\tau$	tau	127,305	11,966	105,652	126,584	153,012	5343	1,00
$\phi_F$	phi[1]	0,236	0,036	0,168	0,235	0,312	1484	1,01
$\phi_S$	phi[2]	0,594	0,063	0,476	0,592	0,722	1315	1,01
$\psi_{Golfe}$	psi[1]	1,267	0,553	0,022	1,325	2,167	5038	1,01
$\psi_{Front}$	psi[2]	1,886	0,634	0,332	2,106	2,609	1414	1,01
$\zeta$	zêta	0,069	0,019	0,038	0,067	0,111	3830	1,00
$\pi *$	Pi	0,050	0,031	0,009	0,044	0,125	6578	1,00
$\nu$	upsilon	1,112	0,201	0,705	1,111	1,501	5595	1,00
$\sigma_S$	sigS	0,156	0,043	0,083	0,153	0,249	686	1,02
$\sigma_{H1}$	sigH[1]	0,837	0,065	0,717	0,835	0,972	853	1,01
$\sigma_{H2}$	sigH[2]	4,1469	0,337	3,566	4,144	4,890	135	1,10
$\sigma_{H3}$	sigH[3]	1,915	0,122	1,697	1,907	2,175	255	1,06
$\sigma_{H4}$	sigH[4]	0,528	0,041	0,454	0,527	0,616	652	1,02
$\sigma_F$	sigF	0,281	0,061	0,183	0,275	0,425	1651	1,01
$\beta_1$	bêta1	1,234	0,130	0,969	1,236	1,489	2100	1,01
$\beta_2$	bêta2	0,147	0,008	0,130	0,147	0,162	3192	1,00
$\alpha_0$	alpha0	0,248	0,231	0,007	0,184	0,852	2467	1,01
$\alpha_1$	alpha1	0,650	0,041	0,566	0,653	0,724	1951	1,01
$\alpha_2$	alpha2	0,334	0,013	0,306	0,336	0,356	2526	1,04
$\delta$	delta	0,466	0,061	0,353	0,463	0,595	1702	1,01
$P(S\_Golfe)^*$	PA[1]	0,169	0,058	0,074	0,163	0,299	7528	1,00
$P(N\_Golfe)^*$	PA[2]	0,069	0,039	0,016	0,061	0,166	6538	1,00
$P(Front)^*$	PA[3]	0,762	0,066	0,620	0,767	0,877	7556	1,00

\* Moyenne des années.

Tableau 8. Paramètres utilisés pour le calcul des niveaux de récolte qui respecteraient les objectifs de gestion de chaque stratégie de gestion. À l'exception de  $R_{max\_theo}$ , qui est tiré de la documentation (Lang et al. Sous presse), tous les paramètres ont été estimés directement par le MPI.

Stratégie de gestion	Paramètre	Moyenne (en millions)	Limite inférieure de l'IC à 95 %	Limite supérieure de l'IC à 95 %
SGPA	$N_{max}$	7,52	6,81	8,35
	$N_{70}$	5,26	4,77	5,84
SGPA-R	$K$	6,86	5,27	8,48
	$N_{70}$	4,80	3,69	5,94
PBP	$N_{min}$	4,06	—	—
	$R_{max\_est}$	0,15	0,14	0,16
	$R_{max\_théo}$	0,12	—	—

Tableau 9. Niveaux de récolte compatibles avec les différents objectifs de gestion et règles de contrôle des prises en vertu des cadres de la Stratégie de gestion du phoque de l'Atlantique actuelle ou révisée (SGPA ou SGPA-R). Les projections du modèle reposaient sur l'hypothèse que l'état des glaces dans l'intervalle de projection demeurerait semblable aux conditions antérieures, avec une pondération supérieure attribuée à l'état des glaces de 1995 à 2023 (« État futur des glaces reflétant la variabilité récente ») ou qu'il suivrait une tendance à la baisse, comme prévu dans Han et al. (2015; « État futur des glaces selon le profil RCP 8.5 »). Trois scénarios de composition des prises (proportion de jeunes de l'année par rapport aux adultes) sont présentés : 1) 95 % de jeunes de l'année et 5 % d'adultes; 2) 90 % de jeunes de l'année et 10 % d'adultes; 3) 50 % de jeunes de l'année et 50 % d'adultes. Il convient de noter que les niveaux de récolte sont présentés sur une base annuelle et qu'ils ne concernent que la récolte du Canada atlantique; les autres sources de prélèvement étaient présumées constantes (moyenne des 10 dernières années) pendant l'intervalle de projection. Nous présentons également un autre objectif de gestion qui donnerait une probabilité de 95 % de croissance démographique positive. Un tiret (« – ») signifie que l'objectif de gestion ne peut pas être atteint, même en l'absence de récolte.

Scénario de récolte	SGPA : Excéder $N_{70}$ dans 10 ans, avec une probabilité de 80 %	SGPA-R : Excéder $N_{70}$ dans 1,5 générations, avec une probabilité de 80 %	Croissance positive, avec une probabilité de 95 %
<i>État futur des glaces reflétant la variabilité récente</i>			
95 % de jeunes de l'année	–	253 000	134 000
90 % de jeunes de l'année	–	222 000	108 000
50 % de jeunes de l'année	–	113 000	57 000
<i>État futur des glaces selon le profil RCP 8.5</i>			
95 % de jeunes de l'année	–	208 000	87 000
90 % de jeunes de l'année	–	181 000	79 000
50 % de jeunes de l'année	–	90 000	40 000

## FIGURES

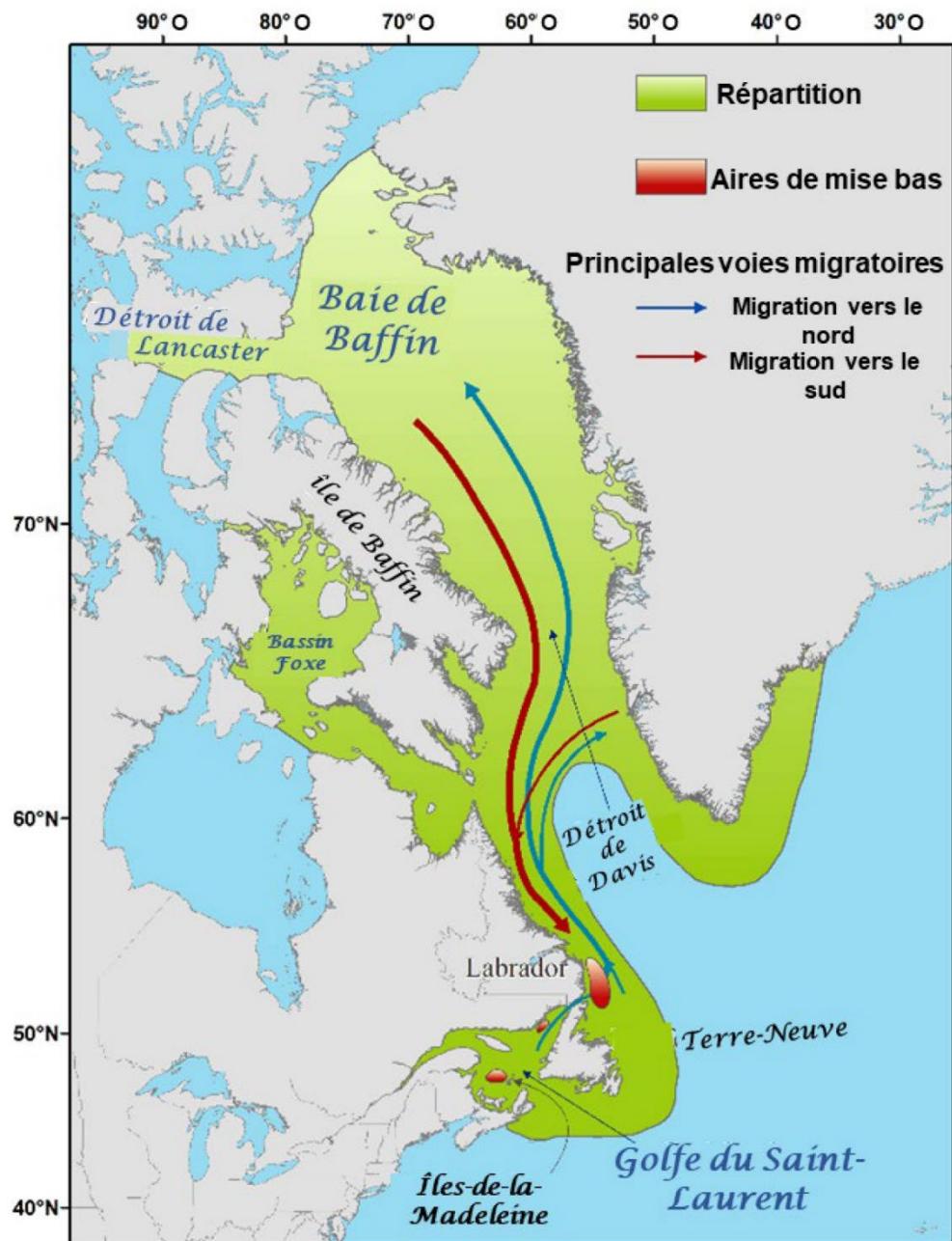


Figure 1. Aire de répartition et principales voies migratoires de la population de phoques du Groenland de l'Atlantique Nord-Ouest. Les aires de mise bas sont représentées par des polygones rouges.

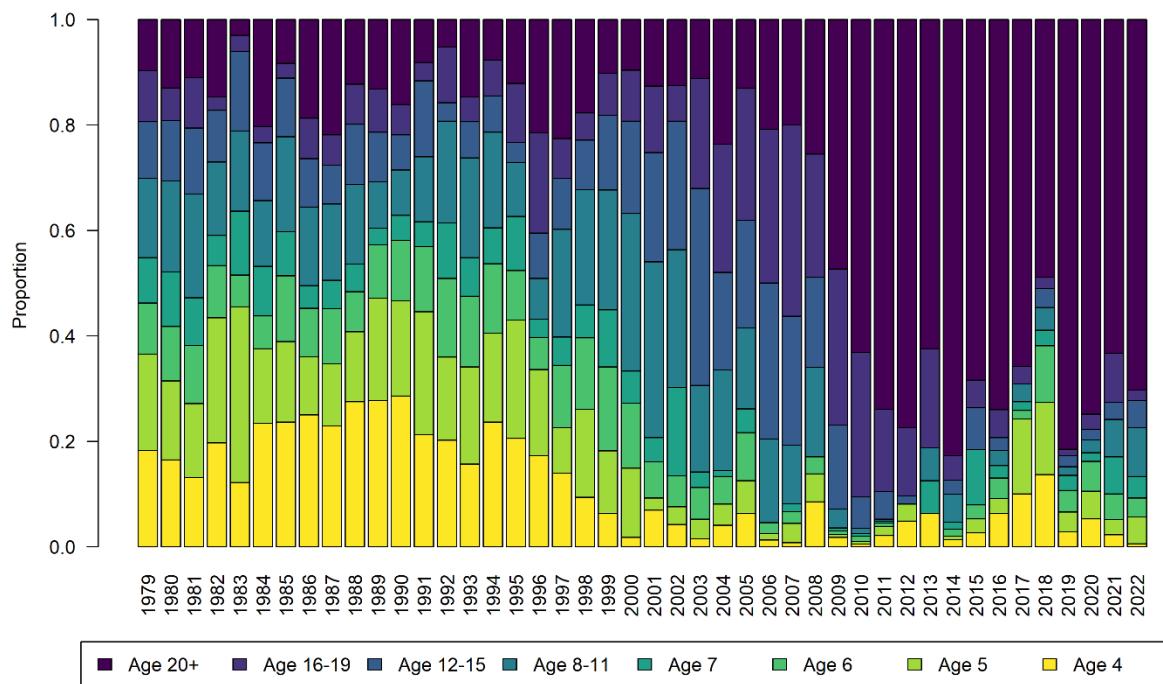


Figure 2. Proportion de échantillons prélevés entre 1979 et 2022 dans les différentes classes d'âge (années), par année. Seuls les âges de 5 ans et plus sont utilisés dans le MPI.

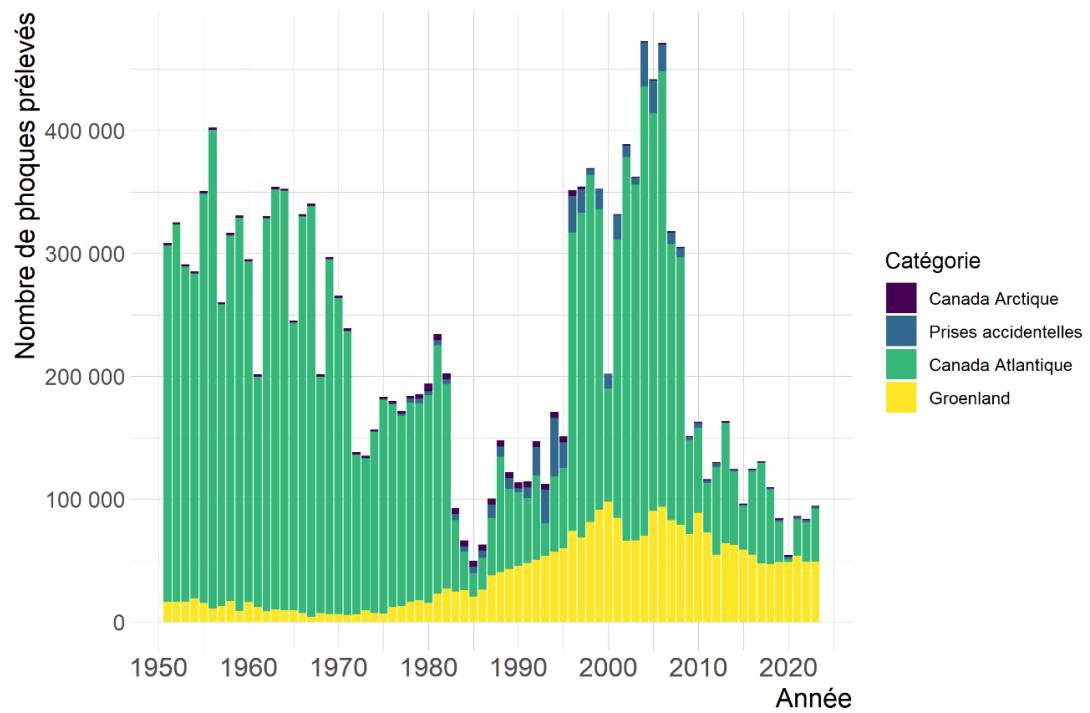


Figure 3. Prélèvements totaux de phoques du Groenland de l'Atlantique Nord-Ouest, par source, de 1952 à 2023.

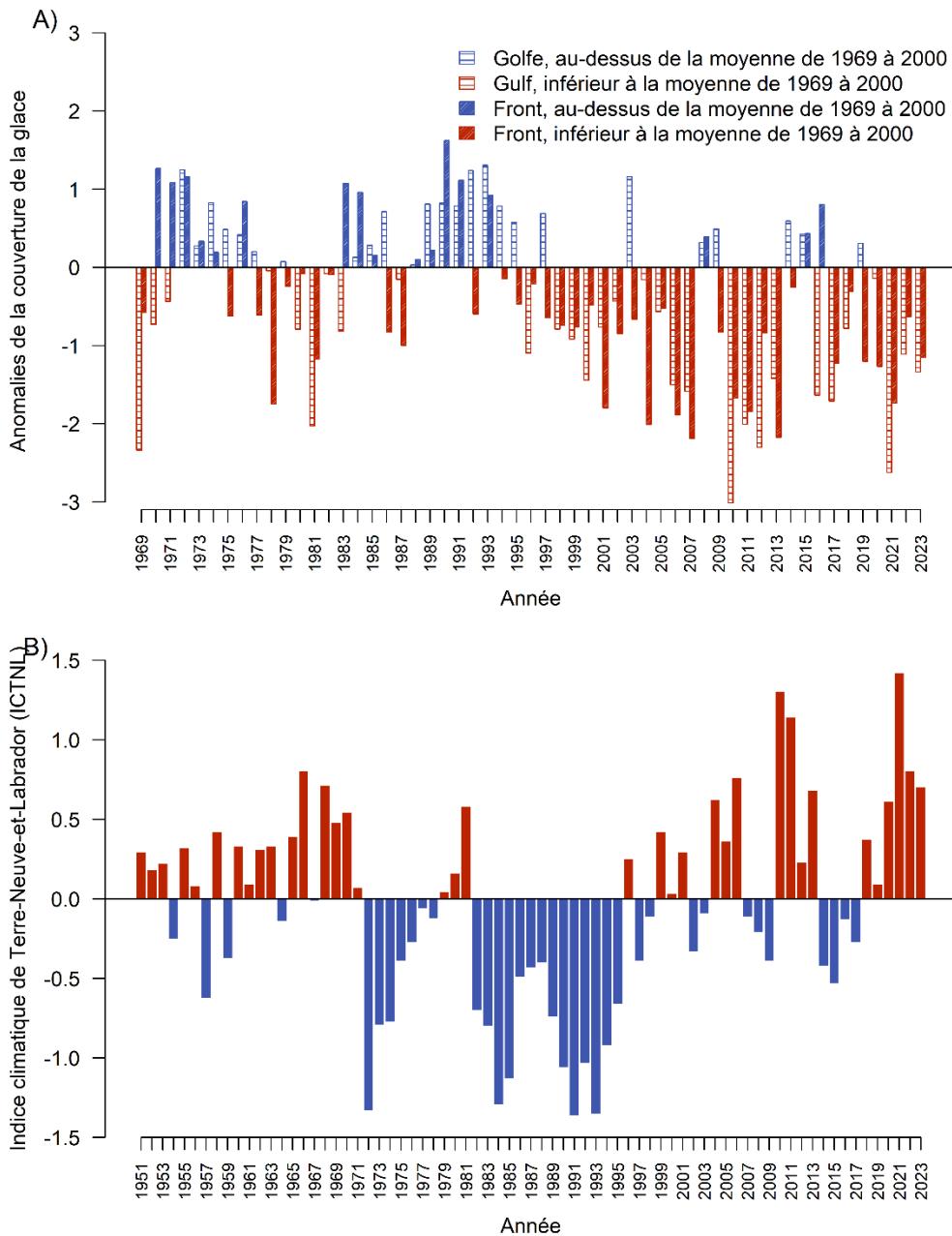


Figure 4. A) Anomalies de la glace en utilisant comme référence la couverture moyenne de glace de première année de 1969 à 2000. Les anomalies positives signifient une augmentation de la couverture de glace, tandis que les anomalies négatives signifient une diminution de la couverture de glace. Données du Service canadien des glaces d'Environnement et Changement climatique Canada pour les régions du golfe du Saint-Laurent et du sud du Labrador. B) Indice climatique de Terre-Neuve-et-Labrador (ICTNL) de 1951 à 2019, élaboré dans Cyr et Galbraith (2021). Les anomalies positives reflètent des conditions chaudes, tandis que les anomalies négatives reflètent des conditions froides.

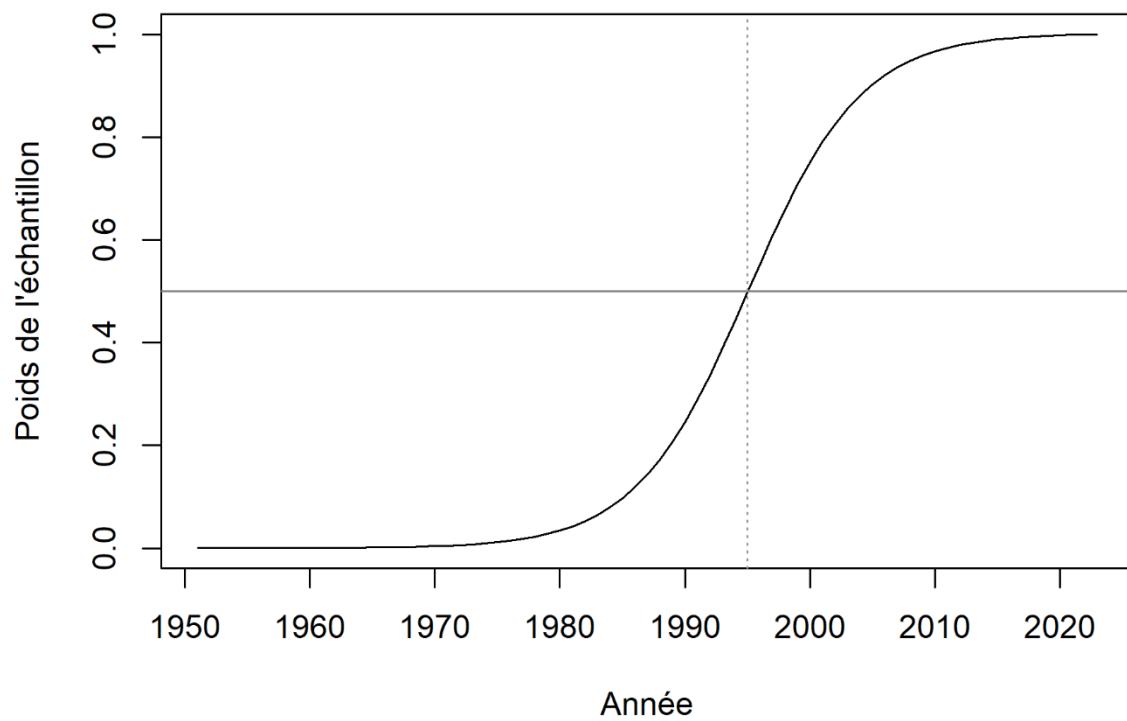


Figure 5. Fonction de pondération utilisée pour tracer les conditions environnementales futures (ICTNL, IC et stochasticité environnementale) pendant l'intervalle de projection. Des probabilités supérieures ont été attribuées aux conditions environnementales prévalant dans les projections après 1995.

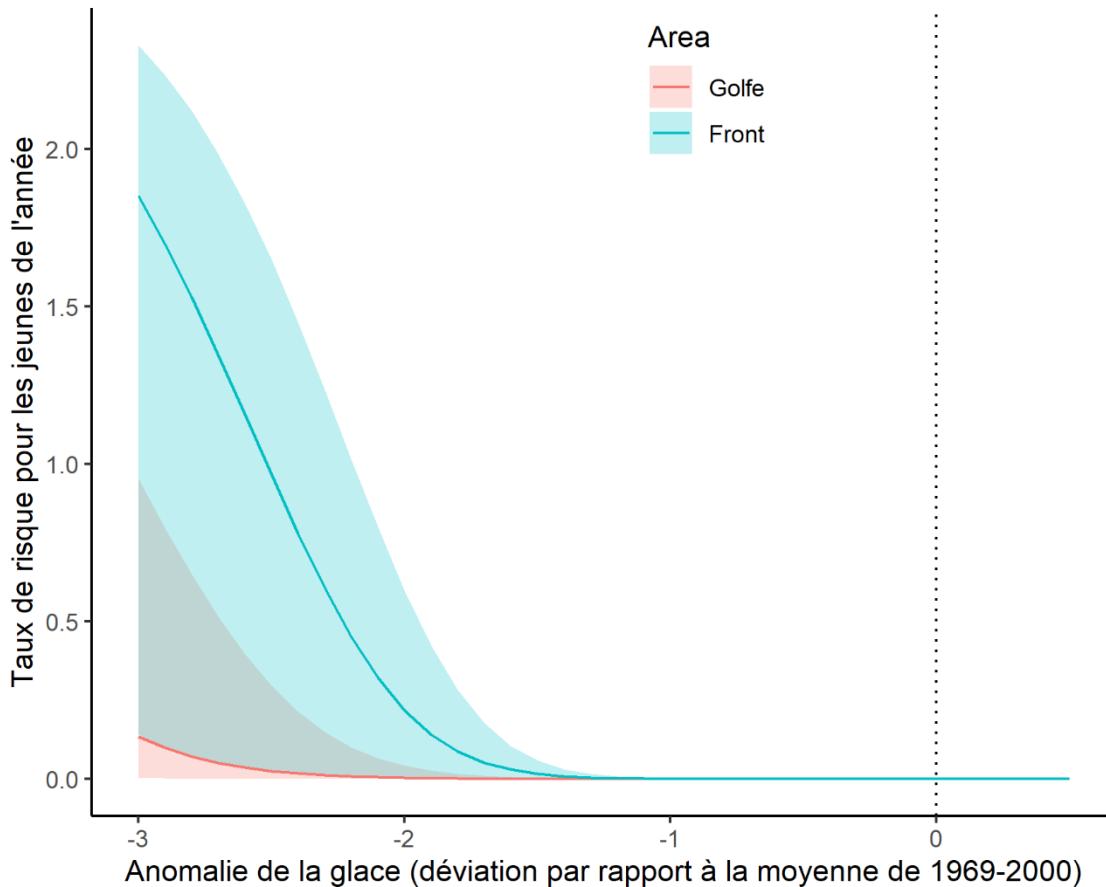


Figure 6. Prédiction modélisée (ligne : prédiction moyenne, les limites des polygones représentant les 20<sup>e</sup> et 80<sup>e</sup> centiles des distributions a posteriori) de la relation entre les anomalies de la glace et le taux de risque pour les jeunes de l'année aux aires de mise bas du golfe et du Front. Une valeur de zéro pour l'anomalie de la glace (ligne verticale tiretée) signifie une couverture de glace semblable par rapport au niveau de référence, et une valeur inférieure à zéro signifie une couverture de glace inférieure au niveau de référence.

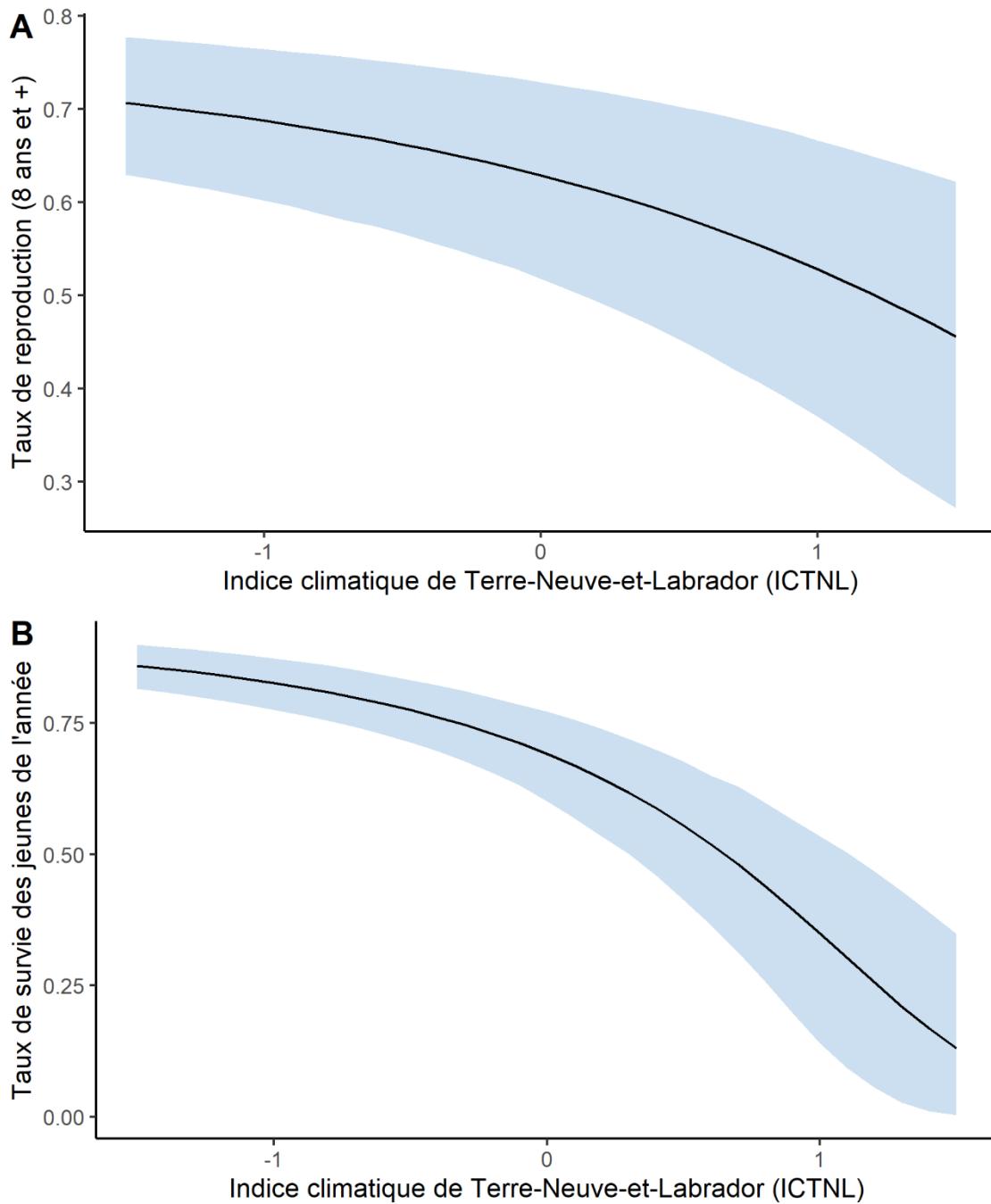


Figure 7. Prédiction modélisée (ligne : prédiction moyenne; polygone : intervalle de crédibilité à 95 %) de l'effet de l'indice climatique de Terre-Neuve-et-Labrador (ICTNL) sur A) les taux de gestation (ici, la relation est illustrée pour les femelles adultes âgées de 8 ans ou plus) et B) la survie des jeunes de l'année.

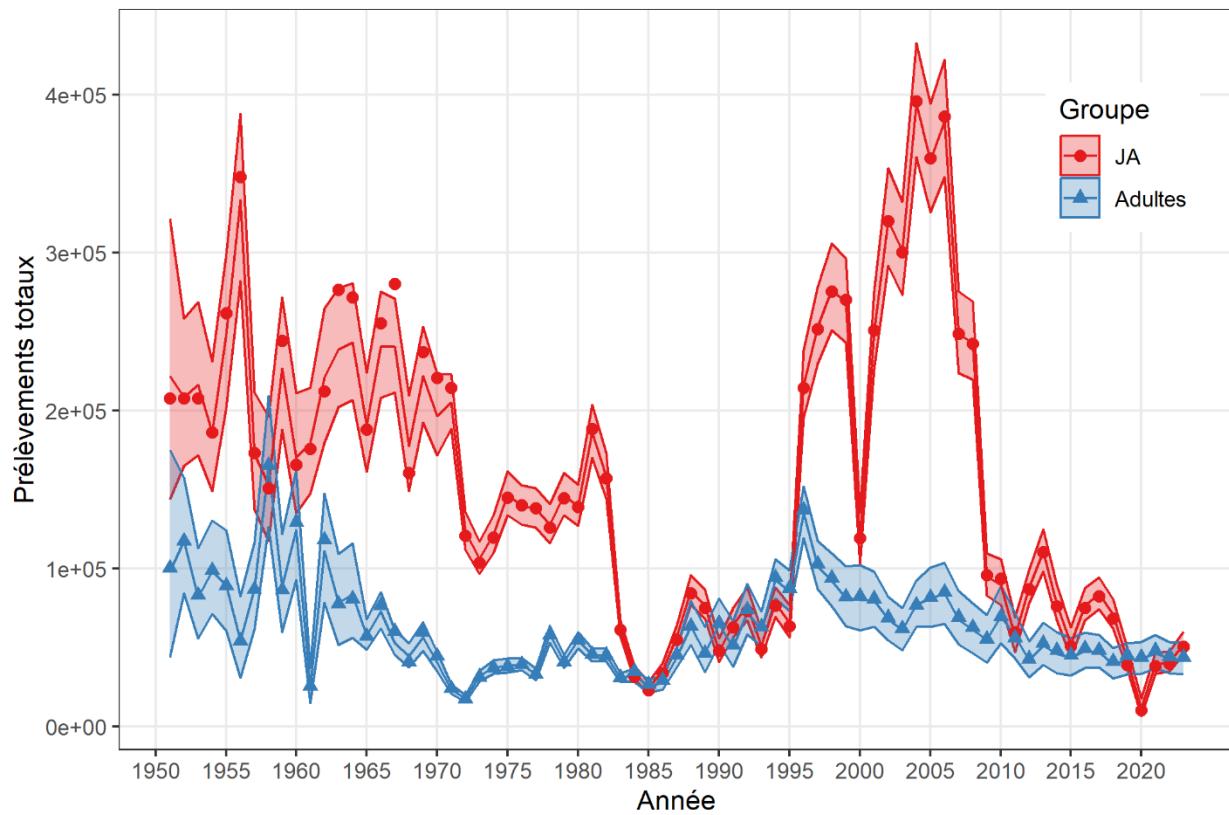


Figure 8. Estimation modélisée des prélèvements totaux de jeunes de l'année (en rouge) et d'adultes âgés d'au moins un an (en bleu) (ligne : prédiction moyenne; polygone : intervalle de crédibilité à 95 %). Les observations sont également présentées (points et triangles).

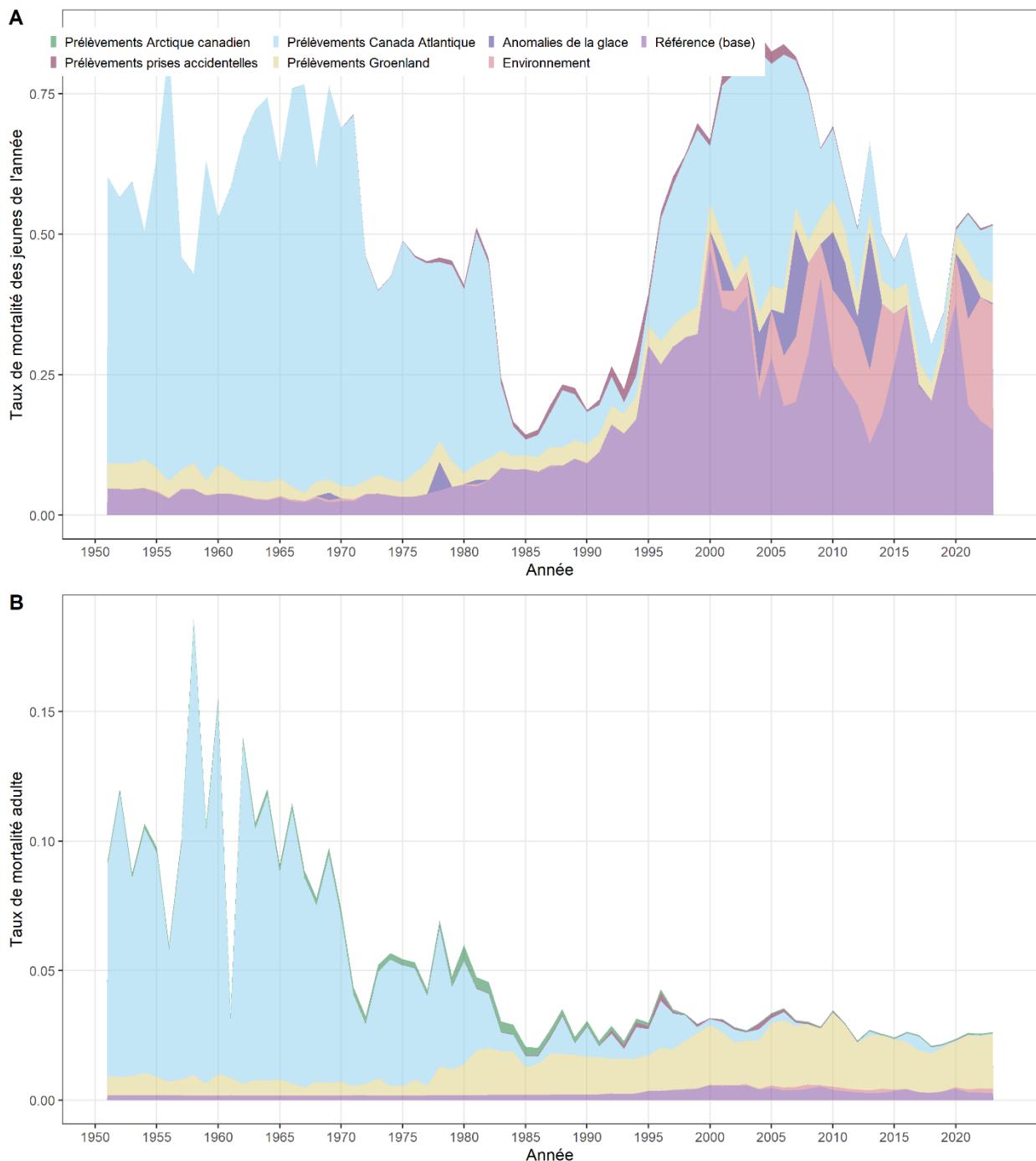


Figure 9. Contributions des différentes sources de mortalité au taux de mortalité annuel total (A) des jeunes de l'année et (B) des adultes. Les différentes sources sont les prélèvements dans l'Arctique canadien (en turquoise), dans le Canada atlantique (en bleu), les prises accidentelles (en rose foncé), au Groenland (en beige), les anomalies de la glace (en violet foncé), les effets environnementaux (ICTNL; en rose) et la référence combinée avec la dépendance à la densité (en violet).

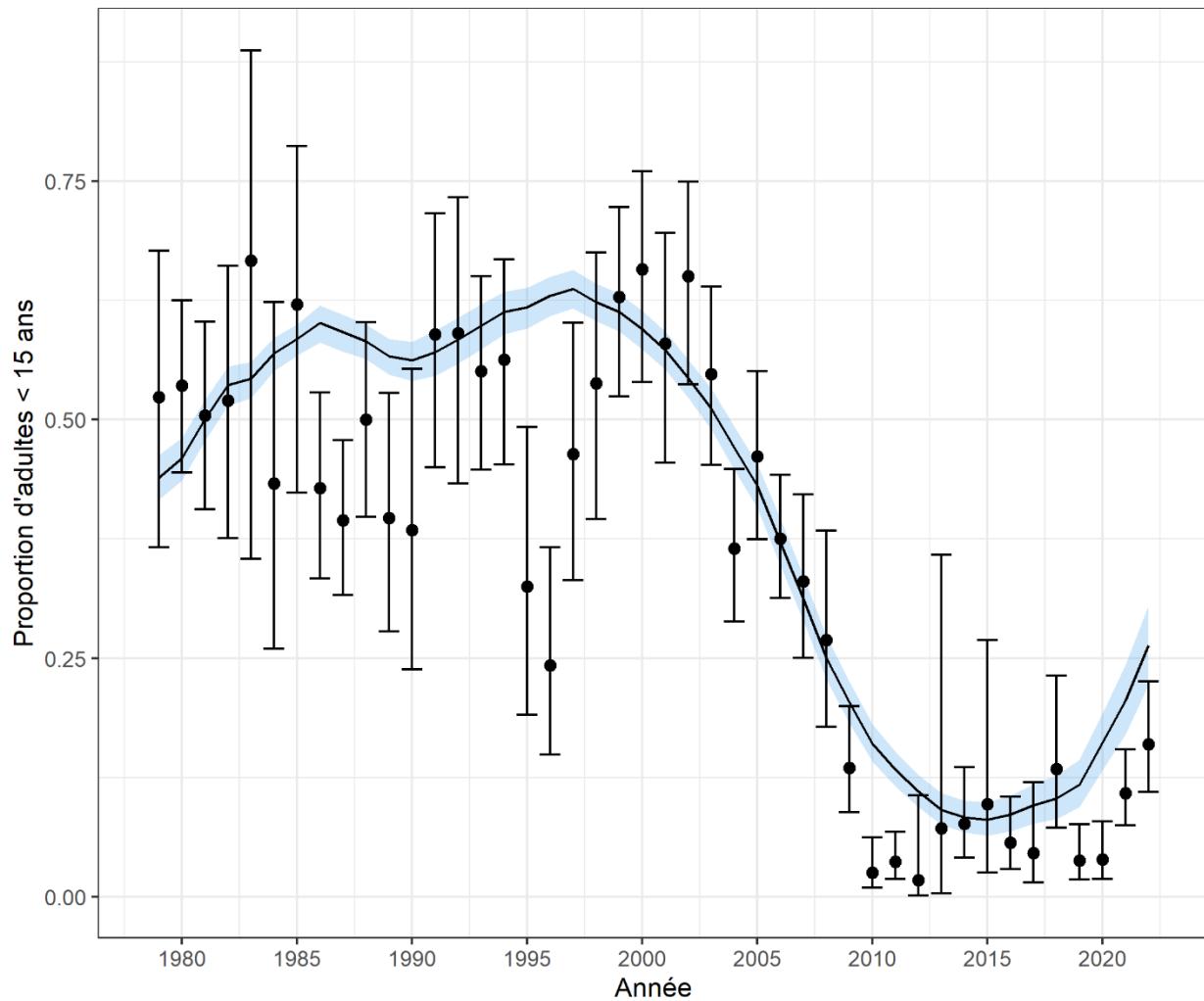


Figure 10. Prédictions modélisées (ligne : prédiction moyenne; polygone : intervalle de crédibilité à 95 %) de la proportion d'adultes âgés de 5 à 15 ans (« jeunes adultes ») tout au long de la série temporelle. Les observations avec des intervalles de crédibilité à 95 % sont également présentées (points et barres).

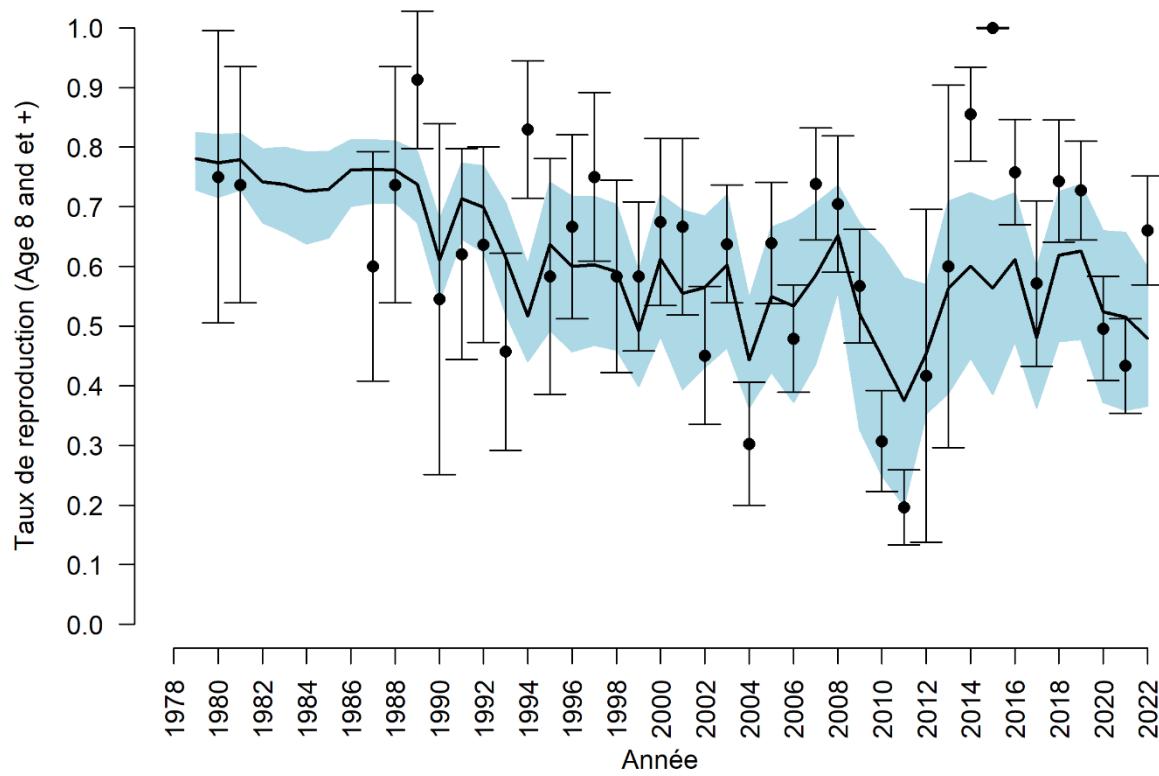


Figure 11. Prédictions modélisées des taux de reproduction pour les femelles âgées de 8 ans ou plus sur l'ensemble de la série temporelle (ligne : prédition moyenne; polygone : intervalle de crédibilité à 95 %). Les observations avec des intervalles de crédibilité à 95 % sont également présentées (points et barres).

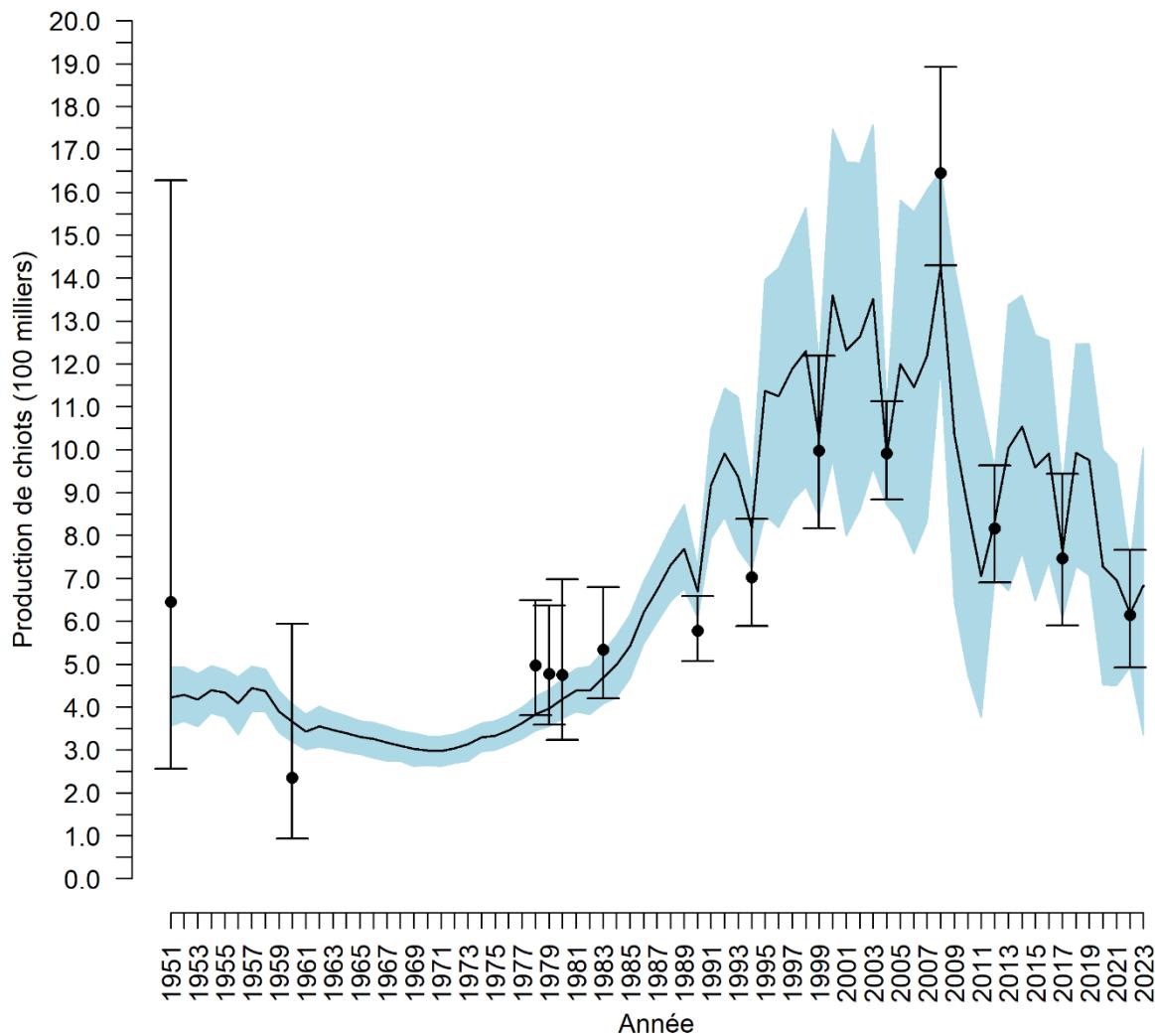


Figure 12. Prédictions modélisées (ligne : prédiction moyenne; polygone : intervalle de crédibilité à 95 %) de la production de petits sur toute la série temporelle. Les observations avec des intervalles de crédibilité à 95 % sont également présentées (points et barres).

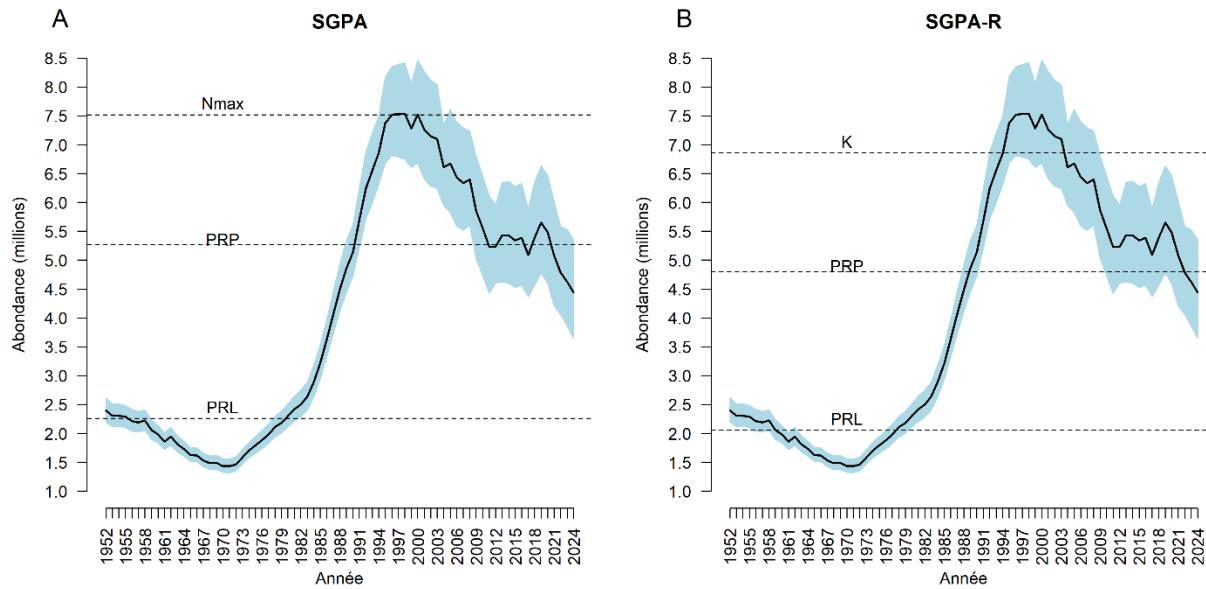
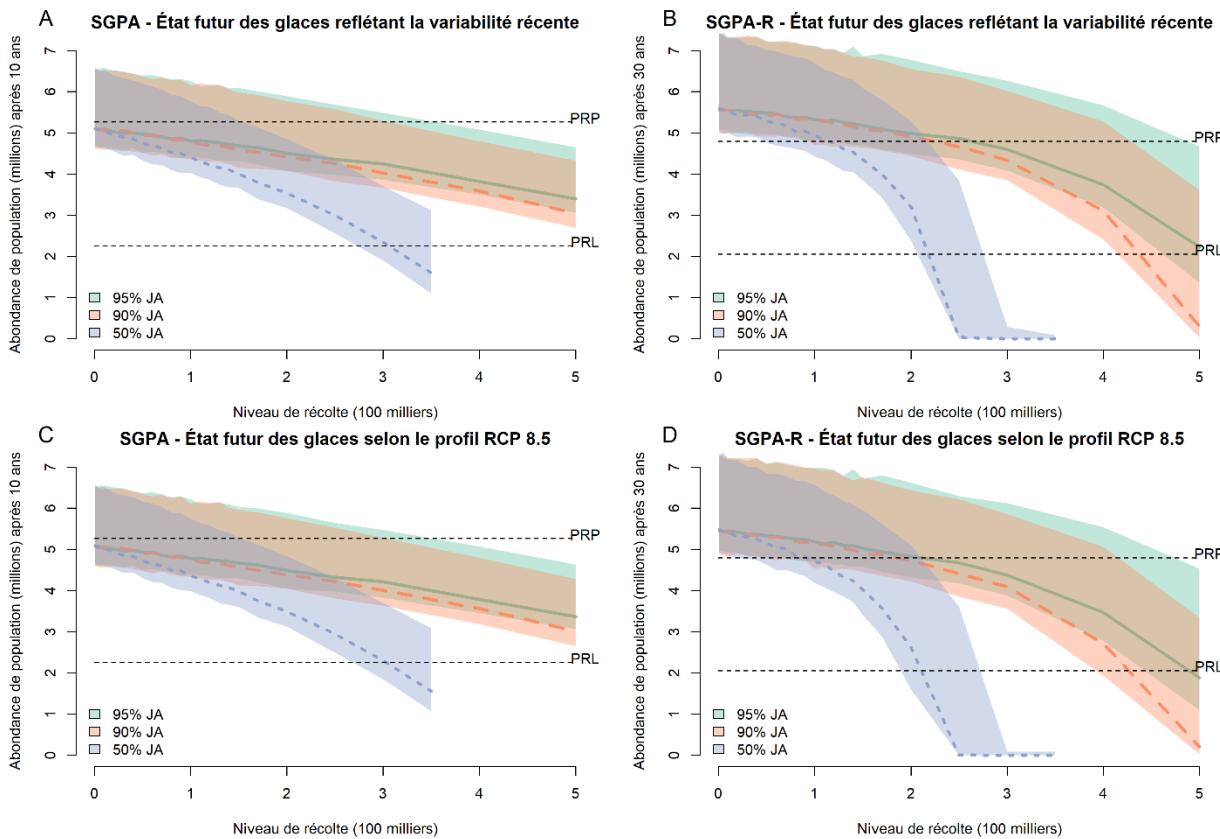


Figure 13. Prédictions modélisées (ligne : prédiction moyenne; polygone : intervalle de crédibilité à 95 %) de l'abondance de la population sur toute la série temporelle avec les niveaux de référence supérieurs, le point de référence de précaution (PRP) et le point de référence inférieur (PRL) selon A) l'actuelle Stratégie de gestion du phoque de l'Atlantique (SGPA) et B) la Stratégie de gestion du phoque de l'Atlantique révisée (SGPA-R).



**Figure 14. Projections de l'abondance future de la population de phoques du Groenland de l'Atlantique Nord-Ouest après 10 ans (panneaux A et C) ou 30 ans (panneaux B et D) selon deux scénarios d'état futur des glaces : 1) l'état futur des glaces reflétera la variabilité récente (panneaux A et B) ou 2) l'état futur des glaces suivra la tendance à la baisse prévue dans le scénario d'émissions de gaz à effet de serre RCP 8.5 (panneaux C et D). Les projections concernent divers niveaux de récolte future simulée (axe des abscisses) et les couleurs représentent trois compositions par âge potentielles dans la récolte (bleu = 50 % d'adultes et 50 % de jeunes de l'année (JA), orange = 10 % d'adultes et 90 % de jeunes de l'année (JA) et vert = 5 % d'adultes et 95 % de jeunes de l'année (JA)). Les lignes colorées représentent le 20<sup>e</sup> centile de l'abondance projetée de la population pour chaque catégorie de composition par âge. Le point de référence de précaution (PRP) et le point de référence inférieur (PRL), qui sont calculés à 70 % et 30 % de  $N_{max}$  dans la Stratégie de gestion du phoque de l'Atlantique (SGPA) et à 70 % et 30 % de  $K$  dans la Stratégie de gestion du phoque de l'Atlantique révisée (SGPA-R), respectivement, sont présentés sous forme de lignes horizontales tiretées. Conformément à la règle de contrôle des prises de la SGPA (panneaux A et C), le 20<sup>e</sup> centile de l'abondance projetée de la population devrait dépasser le PRP à la fin d'une période de projection de 10 ans. Conformément à la règle de contrôle des prises de la SGPA-R (panneaux B et D), le 20<sup>e</sup> centile de l'abondance projetée de la population devrait dépasser le PRP à la fin d'une période de projection de 30 ans (ou 1,5 générations).**

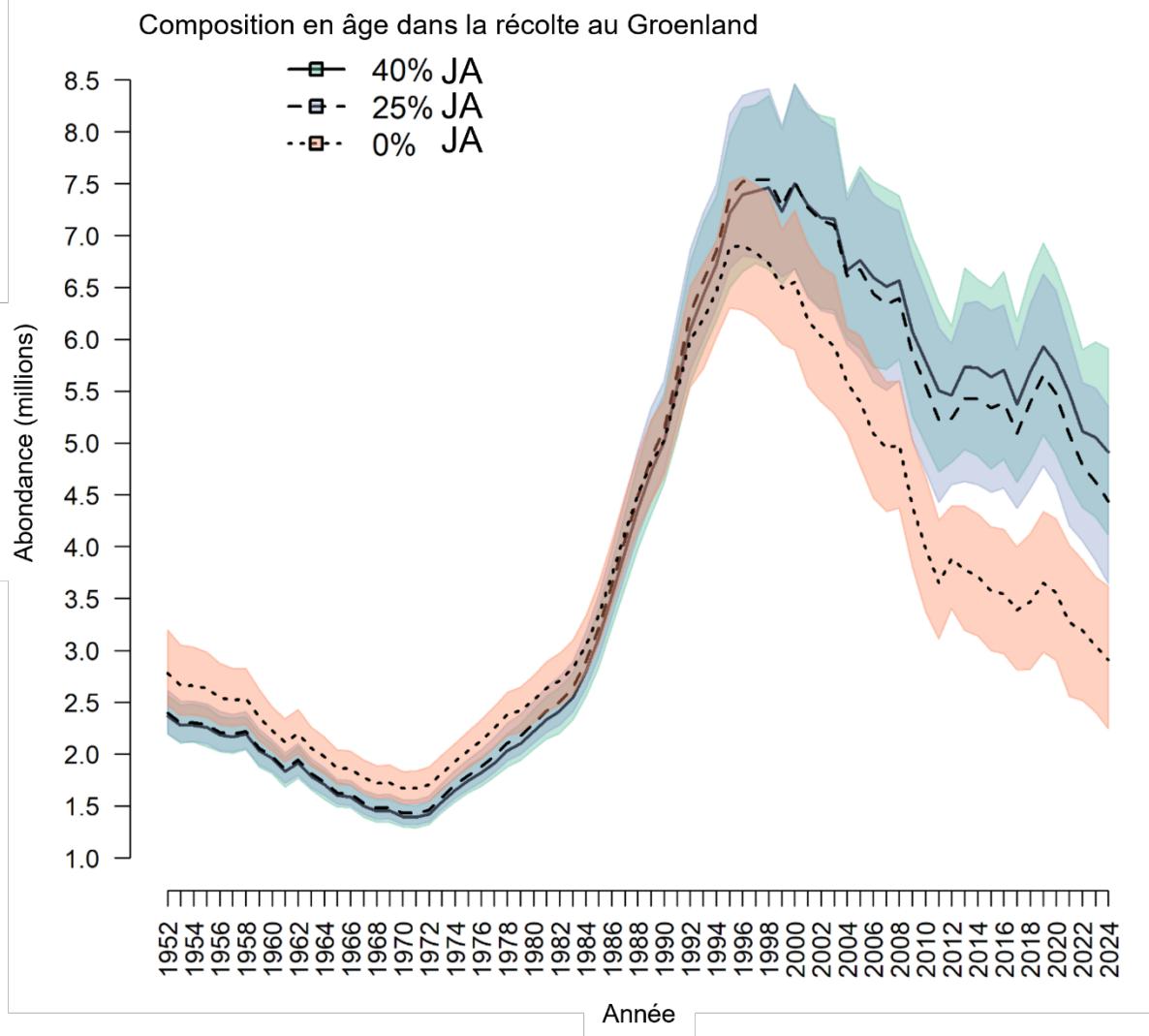
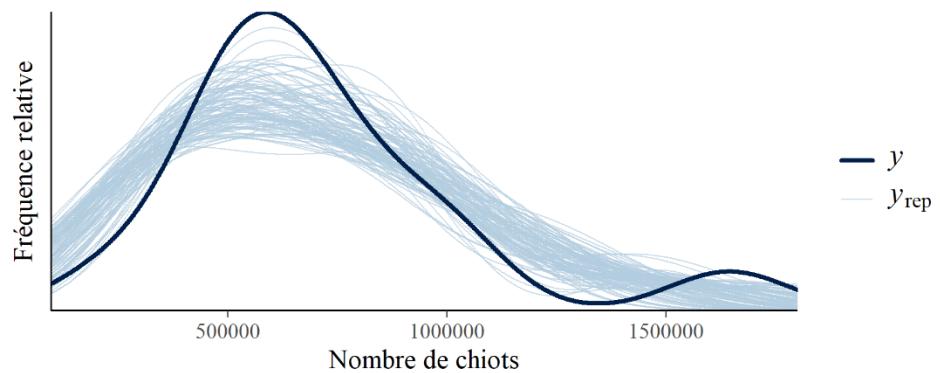


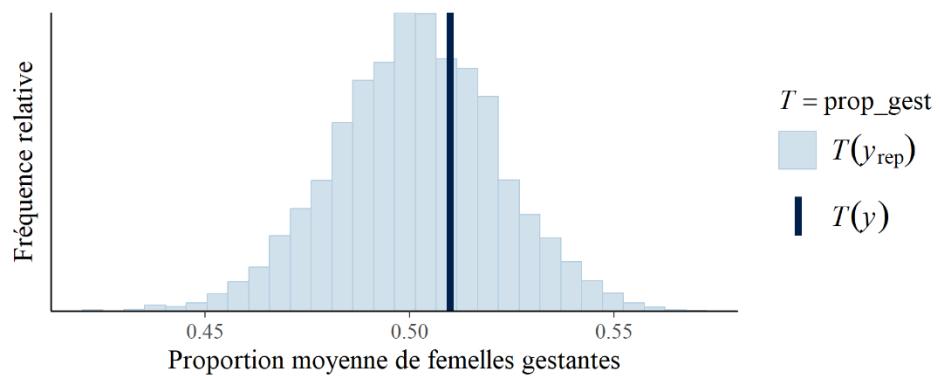
Figure 15. Sensibilité de l'abondance du stock de phoques du Groenland de l'Atlantique Nord-Ouest à la composition par âge de la chasse au Groenland (JA = jeune de l'année). Les lignes représentent les prédictions moyennes et les polygones, les intervalles de crédibilité à 95 %.

## ANNEXE 1

**A**  $p$  Bayésien = 0.96



**B**  $p$  Bayésien = 0.81



**C**  $p$  Bayésien = 0.45

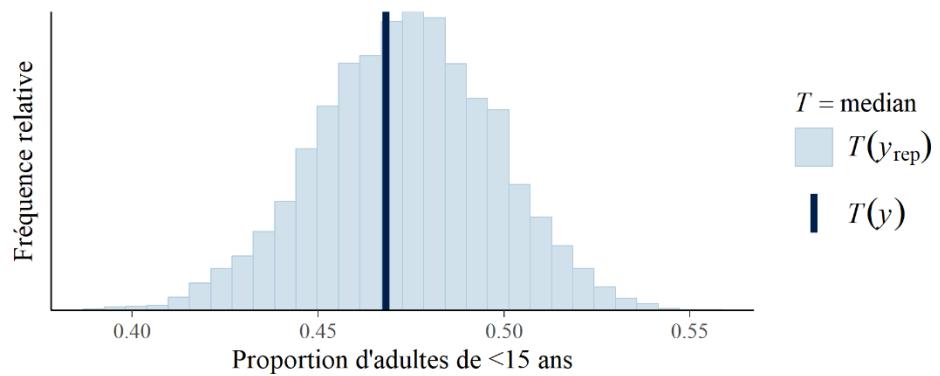


Figure A1. Comparaison entre les observations et les projections hors échantillon pour A) le nombre de petits, B) la proportion de femelles gestantes et C) la proportion d'adultes âgés de 5 à 15 ans dans les échantillons. Les valeurs de  $p$  bayésiennes sont également indiquées en haut.

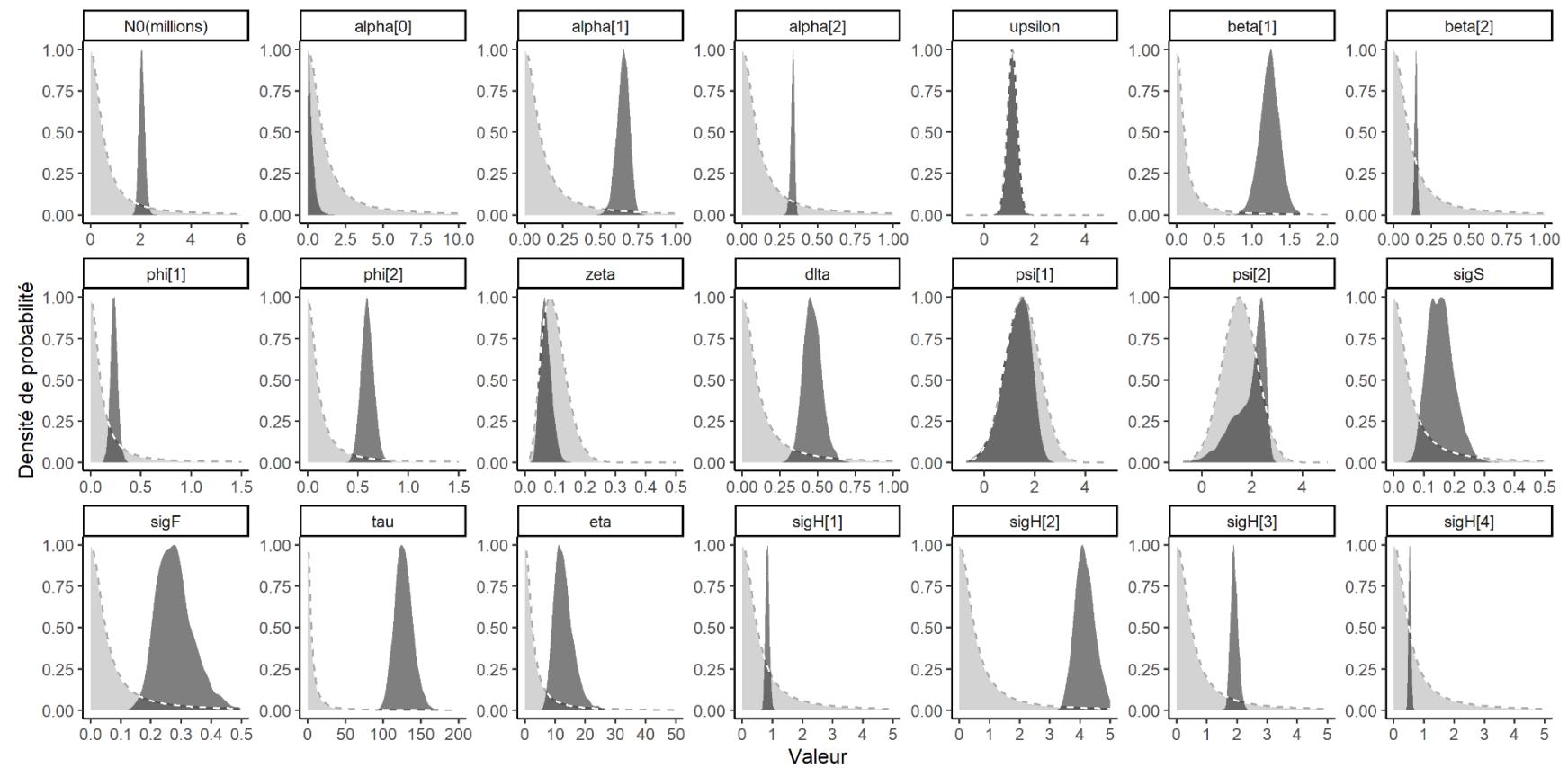


Figure A2. Distribution a priori (en gris clair) et a posteriori (en gris foncé) des paramètres.

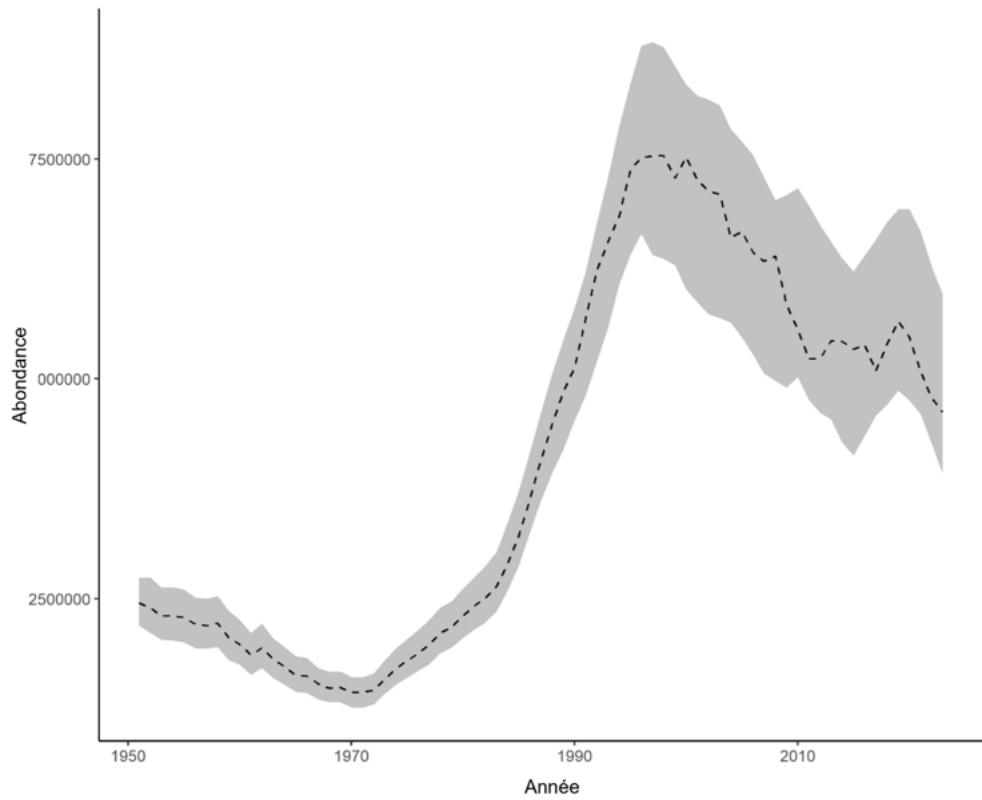


Figure A3. Simulations prédictives rétrospectives *a posteriori* de l'abondance de la population (intervalle de confiance à 95 % en gris), la tendance modélisée étant représentée par la ligne noire tiretée.

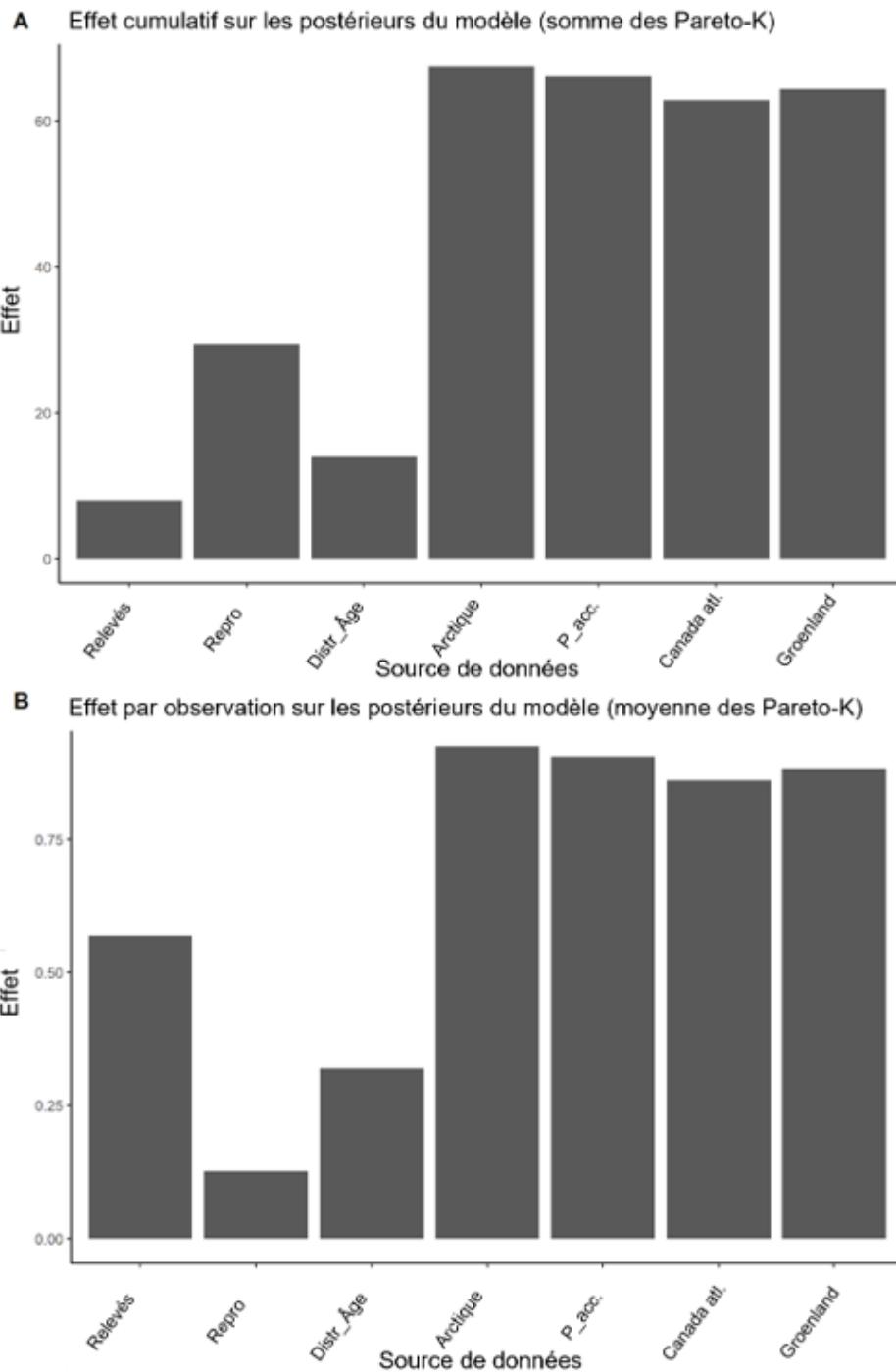


Figure A4. Contribution relative des différents ensembles de données aux prédictions du modèle.  
 Définitions : Relevés = nombre de chiots pendant les relevés, Repro = données sur les taux de reproduction, Distr\_Age = données sur la composition par âge, Arctique = données sur les prélèvements dans l'Arctique, Prises accidentielles = données sur les prises accidentielles, Canada atl. = données sur les prélèvements au Canada atlantique, Groenland = données sur les prélèvements au Groenland.

---

## ANNEXE 2 : RENSEIGNEMENTS SUPPLÉMENTAIRES SUR LES DONNÉES SUR LES PRISES

Les phoques du Groenland de l'Atlantique Nord-Ouest sont capturés par des chasseurs commerciaux et de subsistance dans les eaux du Canada atlantique au large du sud du Labrador et de la côte nord-est de Terre-Neuve (« le Front », divisions 2J, 3K et 3L de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest [OPANO]), dans le golfe du Saint-Laurent (« le golfe », divisions 4R, 4S et 4T de l'OPANO), au large de l'ouest et du sud-est du Groenland (divisions 1A à 1F de l'OPANO; zone XIVb du CIEM) et dans l'est de l'Arctique canadien (principalement le long de la côte est de l'île de Baffin).

Pour chaque source de prélèvement d'origine humaine, il existe des incertitudes reconnues dans le nombre déclaré de prélèvements par année et, de même, dans la proportion de jeunes de l'année et de phoques âgés d'un an ou plus (les « adultes ») dans les prélèvements déclarés. Dans la plupart des cas, l'ampleur de ces incertitudes a varié au cours de la série temporelle. Dans la modélisation précédente de la population (Tinker *et al.* 2023), un seul coefficient de variation (CV) de 0,1 a été utilisé pour tenir compte des incertitudes dans la déclaration de toutes les sources de prélèvement pendant toutes les années. Dans la présente évaluation, nous avons quantifié le degré d'incertitude dans le nombre total de prises et la structure par âge (proportion de jeunes de l'année) sur une base annuelle pour chaque source de mortalité, en nous fondant sur des rapports déjà publiés (Stenson 2010, Stenson et Upward 2020) et l'opinion d'experts.

Pour les prélèvements totaux et la proportion de jeunes de l'année, nous avons classé le niveau de certitude pour chaque source de prélèvement comme « élevé », « modéré » ou « faible ». Pour les prélèvements totaux, nous avons présumé qu'un niveau élevé de certitude correspondait à un CV de 0,05, un niveau modéré de certitude à un CV de 0,1 (la valeur par défaut utilisée lors des évaluations précédentes) et un faible niveau de certitude à un CV de 0,2. Pour la proportion de jeunes de l'année, l'incertitude entourant la proportion déclarée de la récolte composée de jeunes de l'année ( $PJA$ ) est décrite à l'aide d'une distribution bêta avec les paramètres  $a = PJA \times \tau$  et  $b = (1 - PJA) \times \tau$ , où  $\tau$  est un paramètre de précision ( $\tau > 0$ , valeurs plus élevées de  $\tau$  = variance réduite). Comme pour le nombre total de prises, nous avons attribué l'un des trois niveaux de certitude (« élevé », « modéré » ou « faible ») aux valeurs de  $PJA$  pour chaque année et pour chaque source de prélèvement. Les valeurs de  $\tau$  ont été établies à 25, 100 ou 2 500 pour une certitude faible, modérée ou élevée (respectivement), ce qui correspond à des écarts types de 0,1, 0,05 et 0,01 pour  $PJA = 0,5$ . Ces valeurs de  $\tau$  ont été sélectionnées pour correspondre aux 95<sup>e</sup> quantiles de valeurs possibles pour les valeurs de  $PJA$  déclarées. Nous décrivons ci-après les sources de données pour les prélèvements totaux et la proportion de jeunes de l'année associée à chaque source de prélèvement. Ces renseignements, fondés sur plusieurs sources (décrisées plus loin) et l'avis d'expert des coauteurs, G. B. Stenson et M. O. Hammill, ont servi de base à l'attribution des niveaux d'incertitude pour chaque source de prélèvement (tableau 5).

### ARCTIQUE CANADIEN

#### Prélèvements totaux

Les prélèvements annuels de **1952 à 1982** ont été tirés de Bowen (1982) et de Roff et Bowen (1986). Les prélèvements de **1983 à 1996** étaient inconnus et c'est l'estimation des prises en 1982 qui a été utilisée pour les prélèvements annuels pour cette période. Pour la période de **1997 à 2001**, les données d'une étude quinquennale sur la récolte de mammifères marins au Nunavut fondées sur des entrevues menées dans chaque communauté (Anon. 2005) ont été

---

utilisées. Aucune information n'est disponible de **2002 à 2023**. La récolte moyenne estimée au cours de l'étude quinquennale (715 prises par année) a été arrondie à 1 000 et utilisée pour cette période.

### Proportion de jeunes de l'année

Roff et Bowen (1986) ont signalé qu'environ 3 % des prises étaient des jeunes de l'année. Comme il n'y a pas d'information sur la façon dont cette proportion a changé au fil du temps (ni si elle a changé), la proportion de 3 % de jeunes de l'année dans la récolte a été utilisée pour **1952 à 2023**.

### Niveau d'incertitude

Il existe très peu de données sur le nombre de prises et la proportion de jeunes de l'année dans les prises dans l'Arctique canadien (Stenson 2010). C'est pourquoi nous avons attribué un niveau « élevé » d'incertitude pour le nombre de prises et la proportion de jeunes de l'année dans les prises de **1952 à 2023**.

## GROENLAND

### Prélèvements totaux

Bowen (1982) a estimé les prises pour **1952 et 1953**. Les prises déclarées utilisées pour la période de **1954 à 2017** ont été tirées de CIEM (2019), sauf entre 1988 et 1992, où aucune donnée n'était accessible. Pour cette période, les prises ont été estimées par interpolation linéaire entre les données disponibles, conformément à Stenson (2014). Les données de **1993 à 2021** ont été actualisées à partir de Stenson et Upward (2020) et de CIEM (2023) en fonction des données récentes obtenues auprès de l'Institut des ressources naturelles du Groenland. Pour **2022 et 2023**, les valeurs correspondent à la moyenne des cinq années précédentes (de 2017 à 2021), d'après Stenson et Upward (2020).

### Proportion de jeunes de l'année

Pour les périodes de **1952 à 1962** et de **1963 à 1969**, les données ont été reprises de Bowen (1982). Pour la période de **1970 à 1983**, à l'exception de 1981, elles proviennent de Kapel (1999). Pour l'année 1981, ce sont les données de 1980 qui ont été utilisées (Stenson *et al.* 1999). Pour la période de 1984 à 1993, bien que des échantillons aient été prélevés, les tailles des échantillons étaient petites et les échantillons n'avaient pas nécessairement été collectés en vue d'évaluer la composition par âge. Pour la période de **1984 à 2023**, nous avons plutôt utilisé une moyenne des données combinées recueillies dans le centre et le nord-ouest du Groenland entre 1984 et 1991 et dans le sud-ouest du Groenland entre 1986 et 1993 pour estimer la composition par âge. Le Groenland indique la proportion de jeunes (âgés de 1 à 5 ans environ) et de phoques plus âgés dans la récolte. La proportion de jeunes varie entre 10 % et 40 % d'une année à l'autre. La proportion de jeunes de l'année ne peut donc pas être supérieure à 40 %.

### Niveau d'incertitude

Les prélèvements de 1952 à 1953 ont été estimés et, par conséquent, ont été considérés comme présentant une incertitude « modérée ». Peu d'incertitude entoure les prélèvements totaux entre 1954 et 1988, car les prises déclarées ont été utilisées. Pour 1998 à 1992, où aucune donnée n'était accessible, un niveau élevé d'incertitude a été attribué. En 1993, les méthodes de collecte des données sur les prises sont passées d'une déclaration centralisée par

---

un individu dans chaque communauté à une auto-déclaration par chaque chasseur. Nous avons présumé que cette dernière méthode présentait une plus grande incertitude que les prises de 1954 à 1988 et avons attribué un niveau « modéré » d'incertitude pour cette période.

Étant donné que la proportion de jeunes de l'année dans les prises entre 1952 et 1969 reposait sur certaines données (quoique limitées), nous avons attribué à cette période un niveau « modéré » d'incertitude. Pour la période de 1970 à 1983, le niveau d'incertitude relatif à la proportion de jeunes de l'année était faible parce qu'il était fondé sur les données observées tirées de tailles d'échantillons plus grandes et sur une répartition plus large. Nous avons considéré que le niveau d'incertitude était élevé à partir de 1984 pour la proportion de jeunes de l'année dans l'échantillon parce qu'elle représente une moyenne des valeurs observées de 1970 à 1983 et qu'il est possible que cette proportion ait changé au fil du temps.

## CANADA ATLANTIQUE

### Prélèvements totaux

Le total des prises au Front et dans le golfe pour les années **1952 à 1978** a été calculé à partir des valeurs rapportées dans le Bulletin statistique de la Commission internationale des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (CIPANO 1970 à 1977). Les prises totales pour les années **1979 à 1989** ont été compilées à partir des valeurs indiquées dans le Bulletin statistique de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO 1984 à 1994). Le total des prises au Front et dans le golfe pour les années **1990 à 2023** a été fourni par la Direction de la statistique du MPO.

### Proportion de jeunes de l'année

Les statistiques sur les prises fournies par la CIPANO, l'OPANO et la Direction de la statistique du MPO sont déclarées selon le type de pelage. D'après les rapports, les prises du Front et du golfe peuvent être réparties entre les jeunes de l'année et les adultes (âgés d'au moins un an). Les structures par âge des prises de **1952 à 1983** ont été extraites de Bowen (1982) et de Roff et Bowen (1986). Pour la période de **1984 à 2023**, la proportion de jeunes de l'année dans les prises a été tirée des données fournies par la Direction de la statistique, comme auparavant (Bowen 1982; Roff et Bowen 1986; Sjare *et al.* 1996; Stenson *et al.* 1999, 2000, Stenson 2005, Stenson 2010). Les seules exceptions concernent 1998 et 1999, lorsqu'une partie des prises n'a pas été identifiée selon le pelage. L'âge de 7 % des prises n'a pas été déterminé en 1998. Il a été présumé que la proportion de jeunes de l'année dans ces prises était la même que pour le reste des prises pour lesquelles les âges étaient connus. En 1999, environ 22 % des prises n'avaient pas d'âge assigné. Comme ces phoques venaient tous du golfe du Saint-Laurent, c'est la structure par âge des phoques capturés par les petites embarcations dans le golfe (qui ont été déclarés par âge) qui a été utilisée.

### Niveau d'incertitude

De 1952 à 1970, les données sur les prélèvements totaux ont été considérées comme présentant un niveau modéré d'incertitude puisque la surveillance de la chasse n'était pas complète. De 1971 à 2023, période au cours de laquelle les quotas ont été mis en œuvre, les données sur les prélèvements totaux ont été considérées comme présentant un niveau faible d'incertitude, car les prises étaient mieux surveillées pendant cette période. Pour ce qui est de la proportion de jeunes de l'année dans les prises, le niveau d'incertitude était considéré comme modéré pour la période de 1952 à 1964. En 1965, des restrictions ont été imposées à la chasse des femelles et, compte tenu de la surveillance accrue, nous considérons que le niveau d'incertitude entourant les données déclarées est faible pour la période de 1965 à 2023.

---

## PRISES ACCIDENTELLES

### Prélèvements totaux

Les phoques du Groenland sont considérés comme des prises accidentelles dans la pêche printanière de la lompe à Terre-Neuve et dans les pêches américaines. Ces sources de données sont combinées pour la production d'une somme des prises accidentelles annuelles. Il n'y a pas d'information sur les prises accidentelles **avant 1970**.

Dans la pêche de la lompe, les prises accidentelles pour la période de **1970 à 2003** ont été estimées dans Sjare *et al.* (2005). Une étude utilisant des données de 1989 à 2003 a estimé le taux de prises accidentelles (nombre de phoques capturés accidentellement par tonne de rogne; Sjare *et al.* 2005). Les prises accidentelles, du début de la pêche de la lompe en 1970 jusqu'en 1988, ont été estimées en fonction des niveaux moyens de prises accidentelles entre 1989 et 1991 (la période initiale de l'étude). Le taux moyen de prises accidentelles pour les cinq dernières années de l'étude (de 1999 à 2003) a été utilisé pour l'estimation du nombre de prises accidentelles pour **2004 à 2018** par Stenson et Upward (2020), ainsi que pour **2019 à 2023** d'après les débarquements de lompe obtenus auprès de la Direction de la statistique du MPO.

Les données sur les phoques du Groenland capturés accidentellement dans les pêches américaines pour la période de **1970 à 2005** ont été résumées dans Waring *et al.* (2005, 2007). Pour la période de **2006 à 2011**, les données ont été tirées de Waring *et al.* (2013) et de Waring *et al.* (2014). Pour la période de **2012 à 2016**, les données ont été reprises de Hayes *et al.* (2019). Pour la période de **2017 à 2019**, les données proviennent des évaluations les plus récentes aux États-Unis pour le phoque du Groenland (Hayes *et al.* 2022). Pour la période de **2020 à 2023**, c'est la moyenne des cinq années précédentes (de 2015 à 2019) qui a été utilisée puisque l'état du phoque du Groenland et les prises accidentelles n'ont pas été examinés ou mis à jour dans le rapport d'évaluation de 2023 des États-Unis.

### Proportion de jeunes de l'année

Sjare et ses collaborateurs (2005) ont estimé la proportion de phoques de l'année capturés accidentellement de **1989 à 2000** à partir des données sur les classes d'âge fournies par les pêcheurs au cours de cette période. Comme dans Sjare *et al.* (2005), les classes d'âge moyennes de 1989 à 1991 ont été appliquées à la période de **1970 à 1988**, et les moyennes de 1996 à 2000 ont été appliquées à la période de **2000 à 2023**, comme dans Stenson et Upward (2020).

### Niveau d'incertitude

Comme il n'y a pas de données sur les prises accidentelles avant 1970, mais que de telles prises auraient pu se produire pendant la période de 1952 à 1970 dans d'autres pêches, nous avons considéré que notre niveau d'incertitude à l'égard de cette source d'information était « modéré » pour cette période. Les prélèvements totaux résultant des prises accidentelles sont, pour la plupart, des extrapolations fondées sur le rendement des pêches et ont donc été considérés comme présentant un niveau d'incertitude « modéré » pour toutes les années, sauf entre 1989 et 2003, où des données réelles ont été recueillies. La proportion de jeunes de l'année dans les prises accidentelles est présumée connue avec peu d'incertitude.

## RÉFÉRENCES

- Anonymous. 2005. The Nunavut Wildlife Harvest Study. Nunavut Wildlife Management Board. Iqaluit Nunavut.

- 
- Bowen, W.D. 1982. Age structure of Northwest Atlantic Harp Seal catches, 1952-80. NAFO Sci. Coun. Studies 3: 53-65.
- Hayes, S.A., Josephson, E., Maze-Foley, K., and P.E. Rosel (eds.). 2019. US Atlantic and Gulf of Mexico Marine Mammal Stock Assessments – 2018. NOAA Technical Memorandum NMFS-NE-258.
- Hayes, S.A., Josephson, E., Maze-Foley, K., P.E. Rosel, and J. Wallace (eds.). 2022. US Atlantic and Gulf of Mexico Marine Mammal Stock Assessments – 2021. NOAA Technical Memorandum NMFS-NE-288.
- Kapel, F.O. 1999. Age composition in Greenland catches of harp seal. Working Paper. Presented to the national Marine mammal Peer Review Committee, Montreal, Canada, Feb. 1-5, 1999.
- ICES. 2019. ICES/NAFO/NAMMCO Working Group on Harp and Hooded Seals (WGHARP).
- ICES. 2023. Joint ICES/NAFO/NAMMCO Working Group on Harp and Hooded Seals (WGHARP). ICES Scientific Reports.
- ICES Scientific Reports. 1:72. 193 pp.
- ICNAF. 1970. Sealing statistics for 1937-68. ICNAF Stat. Bull. 18: 124-140.
- ICNAF. 1971. Sealing statistics for 1969. ICNAF Stat. Bull. 19: 119-120.
- ICNAF. 1972a. Sealing statistics for 1970. ICNAF Stat. Bull. 20: 109-110.
- ICNAF. 1972b. Sealing statistics for 1971. ICNAF Stat. Bull. 21: 133-134.
- ICNAF. 1974. Sealing statistics for 1972. ICNAF Stat. Bull. 22: 215-216.
- ICNAF. 1975. Sealing statistics for 1973. ICNAF Stat. Bull. 23: 241-242.
- ICNAF. 1976. Sealing statistics for 1974. ICNAF Stat. Bull. 24: 253-254.
- ICNAF. 1977. Sealing statistics for 1975. ICNAF Stat. Bull. 25: 229-230.
- NAFO. 1984a. Sealing statistics for 1979. NAFO Stat. Bull. 29: 291-292. (Revised)
- NAFO. 1984b. Sealing statistics for 1980. NAFO Stat. Bull. 30: 277-278. (Revised)
- NAFO. 1984c. Sealing statistics for 1982. NAFO Stat. Bull. 32: 283-284.
- NAFO. 1985a. Sealing statistics for 1981. NAFO Stat. Bull. 31: 275-276. (Revised)
- NAFO. 1985b. Sealing statistics for 1983. NAFO Stat. Bull. 33: 277-278.
- NAFO. 1986. Sealing statistics for 1984. NAFO Stat. Bull. 34: 303-304.
- NAFO. 1987. Sealing statistics for 1985. NAFO Stat. Bull. 35: 319-320.
- NAFO. 1989. Sealing statistics for 1986. NAFO Stat. Bull. 36: 303-304.
- NAFO. 1990. Sealing statistics for 1987. NAFO Stat. Bull. 37: 293-294.
- NAFO. 1991. Sealing statistics for 1988. NAFO Stat. Bull. 38: 303-304.
- NAFO. 1993. Sealing statistics for 1989. NAFO Stat. Bull. 39: 297-298.
- NAFO. 1994. Sealing Statistics for 1990. NAFO Stat. Bull. 40: 307-308.
- Roff, D.A., and Bowen, W.D. 1983. Population dynamics and management of the Northwest Atlantic harp seal (*Phoca groenlandica*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40: 919-932.

- 
- Sjare, B., Stenson, G.B., and Wakeham, D. 1996. Summary of the catch and catch-at-age data for harp seals in the Northwest Atlantic, 1946-94. NAFO Sci. Coun. Studies 26: 33-39.
- Sjare, B., Walsh, D., Benjamins, S., and Stenson, G.B. 2005. An update of estimated harp seal by-catch in the Newfoundland lumpfish fishery. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2005/049.
- Smith, T.G., and Taylor, T. 1977. Notes on marine mammal, fox and polar bear harvests in the Northwest Territories 1940 to 1972. Fish. Mar. Serv. Tech. Rep. No. 694.
- Stenson, G.B. 2005. Estimates of human induced mortality in Northwest Atlantic Harp Seals, 1952-2004. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2005/050.
- Stenson, G. B. (2010). Total removals of Northwest Atlantic harp seals (*Pagophilus groenlandicus*) 1952-2009. Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/112. iv + 30 p.
- Stenson, G.B., and Upward, P. 2020. Updates estimates of harp seal bycatch and total removals in the Northwest Atlantic. Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2020/014.
- Stenson, G.B., Healey B., Sjare, B., and Wakeham, D. 2000. Catch-at-age of northwest Atlantic harp seals, 1952-1999. DFO Can. Stock. Assess. Sec. Res. Doc. 2000/079.
- Stenson, G.B. 2014. Updated estimates of Harp Seal removals in the Northwest Atlantic. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/015.
- Stenson, G.B., Sjare, B., and Wakeham, D. 1999. Catch-at-Age of Northwest Atlantic Harp Seals. DFO Can. Stock Assess. Sec. Res. Doc. 99/105.
- Waring, G.T., Josephson, E., Fairfield, C.P., and K. Maze-Foley. 2006. Draft U.S. Atlantic and Gulf of Mexico marine mammal stock assessments- 2005. NOAA Tech. Mem. NMFS-NE194.
- Waring, G.T., Josephson, E., Fairfield, C.P., and K. Maze-Foley. 2007. Draft U.S. Atlantic and Gulf of Mexico marine mammal stock assessments- 2005. NOAA Tech. Mem. NMFS-NE-205.
- Waring, G.T., Josephson, E., Maze-Foley, K., and P.E. Rosel (eds.). 2011. U.S. Atlantic and Gulf of Mexico marine mammal stock assessments-2010. NOAA Tech. Mem. NMFS-NE-219.
- Waring, G.T., Josephson, E., Maze-Foley, K., and P.E. Rosel (eds.). 2013. U.S. Atlantic and Gulf of Mexico marine mammal stock assessments-2012. NOAA Tech. Mem. NMFS-NE-223.
- Waring, G.T., Josephson, E., Maze-Foley, K., and P.E. Rosel (eds.). 2014. U.S. Atlantic and Gulf of Mexico marine mammal stock assessments-2013. NOAA Tech. Mem. NMFS-NE-228.